

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**  
**Přírodovědecká fakulta**  
**Katedra fyzické geografie a geoekologie**



**PROSTOROVÝ VÝVOJ ZÁSTAVBY PŮD V ZÁZEMÍ  
PRAHY OD POLOVINY 19. STOLETÍ DO SOUČASNOSTI**

**Spatial development of soil sealing in Prague suburban fringe from 19<sup>th</sup> century  
till present**

(diplomová práce)

Jan Stachura

Vedoucí práce: RNDr. Luděk Šefrna, CSc.

Jílové u Prahy 2012

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně a že jsem všechny použité prameny řádně citoval.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Jílovém dne 16.dubna 2012

.....

Jan Stachura

## **Zadání diplomové práce**

**Název práce:** Vývoj půdního pokryvu v pražském zázemí, srovnání datových zdrojů

**Jméno studenta:** Jan Stachura

**Jméno vedoucího práce:** RNDr. Luděk Šefrna CSc.

**Cíle práce:** Záměrem práce je popsat a zhodnotit změnu rozlohy půdního pokryvu v exponovaném území pražského zázemí. Při hodnocení je kladen důraz na změny rozlohy půdních s hodnocením bonity nově zastavěných půd. V katastrech, které už v předchozí práci vyšly jako problémové, bude sledován dlouhodobější vývoj půdního pokryvu. Práce shrne dosavadní změny rozlohy zastavěných půd v pražském zázemí a bude tento vývoj hodnotit i přihlédnutím dalších procesů, které probíhají v suburbánní krajině.

Druhým cílem práce je srovnání výsledků na základě 2 typů dat o změně půdního pokryvu. Jsou to zaprvé data z leteckého a satelitního snímkování a zadruhé statistická data databáze LUCC.

**Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje:** Zájmové území bude vymezeno v pražském zázemí a při jeho určení budou zvoleny dopravní osy jako hranice zvoleného území. Jedná se zejména o nedostavěný Pražský okruh. Metodický postup práce bude založen na změnovém indexu, který bude shrnovat změny půdního pokryvu a bonitu půdy. Jako základní datový zdroj budou použity mapy KPP a z nich odvozené mapy BPEJ. Jako datové zdroje o vývoji půdního pokryvu byly zvoleny letecké snímky z poválečného období a současné snímky DPZ.

Pro srovnání výsledků byla použita statistická data databáze LUCC.

Datum zadání: 21.12. 2010

Podpis studenta

Podpis vedoucího práce

Podpis vedoucího katedry

Na tomto místě bych rád poděkoval RNDr. Ludřkovi Šefrnovi, CSc. za pomoc při tvorbě této práce, zejména za připomínky a rady, které mi poskytl. Za zapůjčení dat Stablního katastru a výborný přístup bych rád poděkoval pracovníkům Národního archivu v Praze. Za zapůjčení dat III. vojenského mapování bych rád poděkoval ještě paní Ing. Haně Skokanové Ph.D. z VÚKOZ v Brně.

## ABSTRAKT

Zástavba představuje dynamicky se vyvíjející složku v příměstských oblastech. V rámci ČR představuje pražské zázemí nejexponovanější území šíření zástavby do volné krajiny. Kvalita půd pražského zázemí je vysoká, a proto představuje jejich úbytek zástavbou problém z hlediska ochrany zemědělského půdního fondu. Jako zájmové území práce byl vymezen podle variability fyzickogeografických podmínek, vzdálenosti od centra Prahy a dálniční sítě, soubor 22 katastrů. Vývoj zástavby byl sledován na základě dat Stablního katastru, III. vojenského mapování, leteckých snímků z 50. let a současných ortofot. Výsledný soubor byl hodnocen na základě charakteristik rozlohy zástavby, její struktury, bonity zastavěných půd a diverzity půd. Problémem určení diverzity se zabývá rešeršní část a jedním z metodických výstupů je hierarchický dendrogram půd se zahrnutím taxonomické odlišnosti. Hlavní trendy ve vývoji zástavby v souboru byly hodnoceny pomocí výstupů vícerozměrných metod: klasického škálování a hierarchického shlukování. Výsledky potvrdily předpoklad, že v některých katastrech je zastavována kvalitnější půda a proces šíření zástavby se projevil u některých katastrů postupným snížením diverzity půd. V zázemí Prahy ale nelze na základě dosažených výsledků jasně vymezit oblasti, kde by byla plošná zástavba půd intenzivnější než v jiných. Dílčí cíle práce bylo zpracování dat metodami vícerozměrné statistiky a také srovnání legislativních přístupů k plošné zástavbě půd.

klíčová slova: zástavba půd, zázemí Prahy, ochrana půdy, vícerozměrná statistika

## **ABSTRACT**

Built up areas are dynamically evolving component of suburban landscape. Prague periphery is the area, where this evolution is fastest. This can be a problem because the very fertile soils are located in Prague fringe. Their loss is therefore connected with the law protection of agricultural soils. A set of 22 cadastres around the Prague made the area of interest of this master thesis. They were defined to cover the variability of geological substrate, climate, relief and soils and also some socioeconomic parameters (distance from highway and from Prague centre). I used a several data about built up areas to explain the trends in set: Stable cadastre, Third military mapping, aerial photos from 1950s and present orthophoto. The development of built up areas in the final set was assessed by a several parameters which contain the total area, structure, fertility of sealed land and diversity of soils. Problem of determining soil diversity was one of the goals of master thesis. Taxonomical dendrogram of soils with including taxonomical differences is the output of this part. Main trend of development were assessed by using multidimensional statistic method: classical scaling and hierarchical clustering. Results confirmed that more fertile soil are built up nowadays than in the past and also diversity of soils decline in some cadastres because of spreading built up areas. Although I cannot define exact areas in Prague periphery where the processes of spreading built up areas are worse than elsewhere, the used methods showed some trends. Multidimensional statistics have the high potential in evaluating set of objects by different parameters. Last goal of master thesis was to compare legal approach in protection of soil in European countries and in Czech Republic.

keywords: soil sealing, Prague periphery, soil protection, multidimensional statistics

## **OBSAH**

1. ÚVOD A CÍLE PRÁCE.....	11
2. ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ.....	12
2.1. Klimatické podmínky.....	13
2.2. Geologické podloží.....	14
2.3. Reliéf .....	16
2.4. Hydrologické poměry.....	17
2.5. Půdní poměry.....	18
2.6. Vývoj osídlení.....	20
3. REŠERŠE ODBORNÉ LITERATURY .....	23
3.1. Zástavba zemědělských půd: rozsah a vymezení problému.....	23
3.2. Environmentální dopady plošné zástavby půd.....	32
3.3. Pedodiverzita a její ochrana.....	36
3.4. Legislativní ochrana zemědělských půd a jejich komplexní hodnocení .....	42
4. METODIKA PRÁCE.....	50
4.1. Datové podklady práce .....	50
4.2. Ovlivnění půd rozvojem zástavby .....	63
4.3. Hodnocení půdního pokryvu v čase (1820 – 2008) .....	66
5. VÝSLEDKY PRÁCE .....	71
6. DISKUSE VÝSLEDKŮ PRÁCE .....	95
7. ZÁVĚR.....	101
8. ZDROJE INFORMACÍ A DAT .....	104

## **Přehled použitých zkratk**

CEC – Commision of European Communities, komise Evropského společenství

ČR – Česká republika

ČSÚ – Český statistický úřad

ČÚZK – Český ústav zeměměřický a katastrální

DMT – digitální model terénu

EC – European Communities, Evropské společenství  
 EEA – European Environment Agency, Evropská agentura pro životní prostředí  
 EIA – Environmental impact assesment, Správní řízení o vlivu opatření na životní prostředí  
 GIS – geografický informační systém  
 kú – katastrální území  
 LUCC – Land use/cover change, projekt GAČR 205/09/0995  
 MZEM – Ministerstvo zemědělství České republiky  
 MŽP – Ministerstvo životního prostředí České republiky  
 NUTS 2 – Regiony statistické nomenklatury Evropské Unie  
 PŘF UK – Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze  
 VÚKOZ – Výzkumný ústav pro krajinu a okrasné zahradnictví  
 VÚV – Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka  
 ZPF – zemědělský půdní fond

### **Seznam použitých tabulek**

Tab. 1: Charakteristika zázemí Prahy dle klimatické regionalizace .....	14
Tab 2: Délka toků odvodňující vybrané katastry v zázemí Prahy .....	18
Tab. 3: Srovnání vývoje 5 měst střední Evropy.....	30
Tab. 4: Funkce půdy v ekosystémovém pojetí.....	32
Tab. 5: Ukazatele používané v hodnocení diverzity .....	39
Tab. 6: Legislativa o ochraně půdního fondu ve vybraných státech Evropy .....	43
Tab. 7: Vývoj ceny zemědělské půdy dle různých zdrojů .....	48
Tab. 8: Zdroje dat o krajinném pokryvu a využití krajiny.....	51
Tab. 9: Hodnocení georeferencování indikačních skic .....	53
Tab. 10: Kategorie využití ploch dle původní legendy Stablního katastru. ....	54
Tab. 11: Rozdělení zástavby dle charakteru a podílu nepropustných ploch. ....	57
Tab. 12: Stupně hodnocení celkového potenciálu dle komplexního hodnocení půd .....	62
Tab. 13: Metriky hodnotící rozvoj zástavby v území .....	63
Tab. 14: Navržené nezávisle proměnné charakteristiky katastrálních území .....	67
Tab. 15: Metody zpracování vícerozměrných dat a určení jejich struktury .....	68
Tab. 16: Podíl zástavby v souboru katastrů v průřezových obdobích .....	72



Tab. 17: Vzdálenost nejbližší plošky zástavby v souboru katastru .....	73
Tab. 18: Pedodiverzita v souboru katastrů během průřezových období .....	75
Tab. 19: Souhrnné hodnocení použitých vícerozměrných metod.....	78
Tab. 20: Bonita zastavěných půd v souboru katastrů.....	97

### **Seznam použitých obrázků**

Obr. 1: Administrativní vývoj Prahy od 18. století do současnosti.....	13
Obr. 2: Půdní typy v pražském zázemí.....	19
Obr. 3: Srovnání krajinného pokryvu v kú Letňany .....	21
Obr. 4: Vývoj rozlohy zastavěných ploch podle databáze LUCC.....	28
Obr. 5: Využití ploch a podíl zemědělské půdy v pražských katastrech .....	28
Obr. 6: Souhrnné hodnocení aktuální diverzity půd a bonity půd pod zástavbou .....	77
Obr. 8: Hierarchické shlukování souboru katastrů: Stablní katastr .....	80
Obr. 9: Hierarchické shlukování souboru katastrů: III. vojenské mapování .....	81
Obr. 10: Škálovací mapa souboru katastrů: 50. léta.....	83
Obr. 11: Hierarchické shlukování souboru katastrů: 50. léta .....	84
Obr. 12: Škálovací mapa souboru katastrů v současnosti .....	85
Obr. 13: Hierarchický dendrogram souboru katastrů v současnosti.....	86
Obr. 14: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v období Stablního katastru .....	87
Obr. 15: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v 50. letech .....	88
Obr. 16: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v současnosti .....	89
Obr. 17: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v období Stablního katastru .....	90
Obr. 18: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v 50. letech .....	91
Obr. 19: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v současnosti .....	91
Obr. 20: Zástavba a bonita půd v kú Dubeč v období III. vojenského mapování .....	92
Obr. 21: Zástavba a bonita půd v kú Dubeč v současnosti .....	93
Obr. 22: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v období Stablního katastru .....	94
Obr. 23: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v 50. letech .....	95
Obr. 24: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v současnosti .....	95

### **Seznam příloh**

1. Rozhodovací pravidla pro výpočet taxonomické odlišnosti půdních typů
2. Vlastnosti katastrů pražského zázemí pro zařazení do výsledného souboru
3. Taxonomický dendrogram půd pražského zázemí
4. Parametry souboru katastrů za průřezová období
5. Digitální modely terénu pražského zázemí (podle dat ZABAGED)
6. Geologické poměry okolí Prahy

## 1. ÚVOD A CÍLE PRÁCE

Hospodaření s půdou bylo vždy určující pro všechny civilizace v dějinách. Až do současnosti byli hlavními hrozbami eroze a zasolení půd, v posledních 50. letech se k nim přidalo ovlivnění chemismu, kontaminace a v určitých oblastech také zástavba půd. Všechna tato rizika se dostala do legislativy na ochranu půdy. Problémem zástavby je to, že se částečně řídí ekonomickými tržními mechanismy a reálná ochrana půdy často neodpovídá té legislativní.

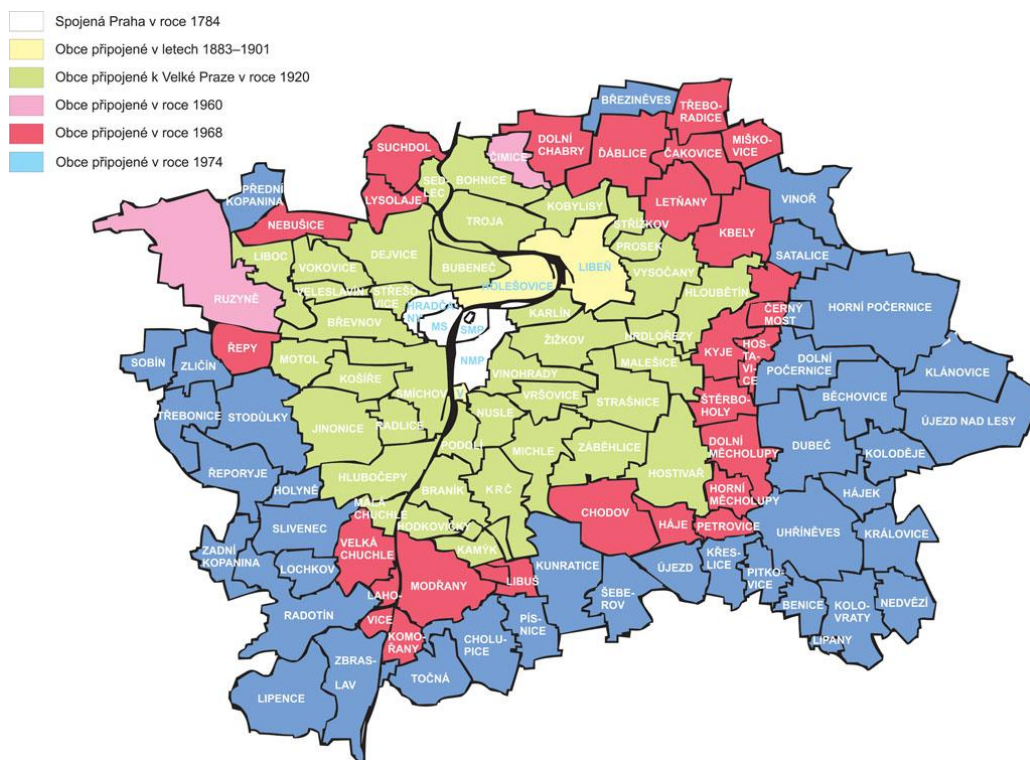
Plošná zástavba půd je problémem v okolí starých urbanizovaných oblastí, souvisí s rozvojem infrastruktury a je výslednicí poptávky a nabídky na trhu s půdou. Velikost ploch je způsobená snahou minimalizovat náklady při manipulaci se zbožím. Zástavba na rozdíl od předchozích rizik spojených s půdou znamená úplnou degradaci půdy. Zákon sice ukládá skrývku svrchní kulturní vrstvy půdy, ale praxe je opět složitější. Tématem nakládání se svrchní vrstvou půdy se zabývá diplomová práce Bejblové (2010). Pražské zázemí představuje typickou oblast zasaženou šířením zástavby do krajiny. Předpokladů tohoto vývoje je zde několik. Praha jako hlavní město České republiky a po předchozí období i Československa významem řádově převyšuje ostatní centra. Soustředí se zde investice, kapitál, Praha je cílem dojížděky i migrace. Přímo v Praze se tedy soustředí odvětví s vysokou přidanou hodnotou, zatímco průmyslové a skladové areály, stejně jako obchodní centra se kvůli cenám pozemků koncentrují v zázemí v návaznosti na dopravní infrastrukturu. Významným procesem, který se podílí na hospodaření s půdou v pražském zázemí, je suburbanizace. Ta souvisí s rostoucí životní úrovní a změnou životních nároků obyvatel. Atraktivita Prahy jakožto centra je snižována nízkou kvalitou životního prostředí a tím i životního komfortu. Důsledkem jsou nové rezidenční čtvrti v denní dojezdové vzdálenosti od Prahy, které mění strukturu původních menších obcí. Všechny výše popsané procesy se projevují na proměně půdního krytu a na našem vztahu k půdě obecně.

Základním cílem práce je tedy zachytit vývoj půdního krytu pražského zázemí od poloviny 19. století do současnosti. Ve vybraném souboru katastrů byly vyčleněny skupiny na základě charakteristik půdního krytu a zastavěných půd a sledován vývoj těchto skupin

v čase. Na základě těchto informací lze určit rozdíly ve vývoji různých oblastí pražského zázemí. Významným sledovaným parametrem bude kvalita zastavovaných půd. Předpokladem je, že dnes jsou zastavovány kvalitnější půdy než v minulosti a že při umisťování staveb nejsou dodržovány legislativní zásady hospodaření s půdou, ale určující jsou jiné faktory. Cílem je popsat prostorové rozmístění procesů šíření zástavby v pražském zázemí a to s důrazem na kvalitu půd. V závěru práce je také několik návrhů na základě praxe v jiných státech EU, jak podpořit veřejnou správu k lepšímu prosazení ochrany půdního fondu. Posledním cílem je zhodnotit vhodnost použití vybraných statistických metod pro klasifikaci katastrů a vývoje zástavby půd.

## **2. ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ**

Práce se týká pražského zázemí. Tento pojem je špatně vymežitelný, běžně se využívá parametr vzdálenosti od centra, případně dojezdová vzdálenost. Pražské zázemí je území velmi rozsáhlé, mezi vzdáleností 25 km od centra a současnou administrativní hranicí Prahy je vymezen prostor o rozloze 1470 km<sup>2</sup> a zasahuje do cca 400 katastrálních území. Správní hranice Prahy nejsou stálé, a proto jsem pro potřeby práce využil hranice stanovené zákonem o velké Praze 114/1920 Sb. (viz Obr. 1). Kvůli velké rozloze byl jako zájmové území vymezen soubor 22 katastrů (viz Obr. 2 v oddíle o půdním krytu). Pro hodnocení variability byly použity informace o klimatické regionalizaci, geologickém podloží, reliéfu, půdách a 2 socioekonomické ukazatele. Jako podklady pro hodnocení variability byly použity mapové podklady z geoportálu veřejné správy (CENIA c2010-2011). Pro hodnocení reliéfu byl v programu ArcGIS vytvořen digitální model terénu podle dat z modelu ZABAGED (ČÚZK 2010).



Obr. 1: Administrativní vývoj Prahy od 18. století do současnosti (Útvar rozvoje hl. města Prahy, c 2010)

## 2.1. Klimatické podmínky

Klimatické poměry byly hodnoceny na základě 2 klimatických regionalizací: dle Quitta (1971) a Moravce a Voťpky (1998).

Z hlediska klimatické regionalizace dle Quitta se pražské zázemí vyskytují tyto regiony: teplý a suchý, mírně teplý suchý, teplý mírně suchý a mírně teplý, mírně vlhký. Teplé a sušší klima převládá v severní části směrem od Polabí, sušší je také Poberounsko a západní okolí Prahy. Převládajícím regionem, který zabírá většinu rozlohy Prahy je region teplý mírně suchý, jižní zázemí má ve srovnání s Prahou vyšší úhrny a nižší průměrné teploty. Regionalizace Moravce a Voťpky (1998) využila zpracování dat z klimatických stanic v prostředí GIS, jejich následnou interpolaci a klasifikaci. Byla využita klimatická data a digitální model terénu. Reliéf byl hodnocen z hlediska expozice a dle plošného rozsahu konvexních a konkávních struktur. V zázemí Prahy pak autoři vymezili 3 regiony,

které jsou popsány v Tab. 1. Region 3 zasahuje v rámci Česka celou oblast Polabí, Poohří, údolí Berounky, střední a dolní Vltavy a téměř celý Jihomoravský kraj. Region 1 zahrnuje pouze 2 ostrůvkovité výskyty, Prahu a Dyjsko – svratecký úval. Region 2 jsou opět pouze 2 ohraničené oblasti, jihozápadní zázemí Prahy a Mladoboleslavsko.

Tab. 1: Charakteristika zázemí Prahy dle klimatické regionalizace dle Moravce a Votýpky (1998)

REGION	POČET DNÍ S $T_d > 10^\circ\text{C}$	ROČNÍ ÚHRN SRÁŽEK	TRVÁNÍ OBDOBÍ SUCHA
Region 1	do 178 dní včetně	do 580 mm včetně	nad 22 dní
Region 2	160 – 177 dní	do 580 mm včetně	do 22 dní včetně
Region 3	142 – 159 dní	do 580 mm včetně	nad 22 dní

## 2.2. Geologické podloží

Soubor katastrů zasahuje do několika geologických jednotek: Barrandien, Česká křídová tabule a proterozoické horniny Bohemika (viz příloha 6). Významnými pedogenetickými substráty jsou kvartérní pokryvy: spraše, sprašové hlíny, štěrkopískové fluvialní sedimenty a holocénní nivní sedimenty. Substrát ovlivňuje pedogenezi určujícím způsobem. Z hlediska využití půdy ovlivňuje substrát úživnost půd, které na něm vznikají a půdy se liší nasyceností sorpčního komplexu bázemi. Substrát dále ovlivňuje texturu půd, která dále ovlivňuje strukturu, propustnost půdy i její provzdušnění. Texturní vlastnosti substrátu se projevují v půdním subtypu: arenické, pelický případně i půdním typem: regozem. Extrémní texturní vlastnosti podporují proces oglejení a redukční prostředí v půdě. Pro informaci o podloží jsem jako primární zdroj informací použil vrstvy České geologické služby dostupné na portálu veřejné správy (CENIA c2010 - 2011).

Na jižním zázemí Prahy se doplňují substráty proterozoického stáří (břidlice, pararuly...) s kvartérními pokryvy spraší a odvápněných sprašových hlín. Geosynklinála Barrandienu zasahuje od západního zázemí přes vlastní Prahu až k její východní administrativní hranici. Severní hranice Barrandienu probíhá zhruba mezi Řepy a Horními Počernicemi ve směru severovýchod - jihozápad. Barrandien charakterizují ordovické, silurské a devonské horniny, droby, břidlice, vápence, metamorfované horniny (fylity) a také prvohorní podmořské vulkanity, diabasy (Chlupáč et al. 2011). Horniny Barrandienu jsou variabilní, co do chemických i fyzikálních vlastností. Mohou mít vyšší obsah vápníku a hořčíku (vápence, metamorfované vápence, diabasy), specifické texturní složení (jílové břidlice, prachovce, pískovce, droby) nebo i nízký obsah bází (silicity). V severní polovině pražského zázemí se vyskytují mezozoické sedimentární horniny (pískovce, jílovce). Chemické složení těchto hornin je závislé na charakteru tmelu. Charakter mezozoických hornin se projevil jako půdotvorný substrát pouze při okrajích české křídové tabule, např. katastry Bašť, Buštěhrad a Zeleneč). Jílovce a slínovce mezozoického stáří jsou úrodné, ale zrnitostně těžší substráty. Na většině rozlohy české křídové tabule, která se částečně kryje s Polabím, jsou substrátem spraše, podél řek vystupují štěrkovité fluvialní sedimenty. Mezi katastry z výběru, kde se vysoce kvalitní bazický substrát projevil v půdním krytu téměř celého katastru, patří: Tursko, Letňany nebo Veleň. Mezi katastry, kde byla pedogeneze ovlivněna specifickým původem substrátu, patří Lipence a Lobeček. Lipence jsou územím v údolní nivě Vltavy (půdní typ fluvizem) a Lobeček leží na kralupské říční terase (půdní typ regozem).

Okolí Prahy je z hlediska substrátu velmi variabilní, stratigraficky zasahují od období proterozoika až k současným holocénním substrátům. Převažují zde sedimentární a metamorfované horniny. Vyvřeliny se objevují pouze ostrůvkovitě.

## 2.3. Reliéf

Pražské zázemí spadá jako celek do několika výškových stupňů. Výšková členitost pražského zázemí (dle DMT) se pohybuje mezi 160 – 570 m n.m., průměr nadmořských výšek se pohybuje od 200 do 370 m n.m. Podle nadmořské výšky se nejčastěji vyskytují tyto morfometrické typy reliéfu (dle Demka 1983): ploché pahorkatiny (200 – 450 m n.m.), doplňkově také členité pahorkatiny (450 – 600 m n.m.) a nížiny (<200 m n.m.). Členění podle relativní výškové členitosti dává odlišný pohled. Ve vytvořených DMT byla maximální výšková členitost vyšší než 300 m. Maximální relativní výškovou členitost vykazovaly DMT v jižním zázemí Prahy. Absolutní minima nadmořské výšky, pod 200 m n.m., byla dosažena poblíž soutoku Berounky a Vltavy a maxima, nad 500 m n.m., se objevují na začátku Brd v okolí Řevnic. Geomorfologický celek Brdská vrchovina sahá až do kú Točná (Balatka a Kalvoda 2006). Podle těchto hodnot relativní výškové členitosti spadá území částečně do členitých vrchovin (Demek 1983). Podíl na tom mají značně zařízlá středočeská údolí Berounky a Vltavy, která se i díky výškové členitosti řadí mezi toky s vyvinutým říčním fenoménem v Česku. Pražské zázemí zasahuje v geomorfologickém členění do těchto celků: Pražská plošina, Benešovská pahorkatina a Středolabská tabule, okrajově také do celků Hořovická pahorkatina, Brdská vrchovina a Křivoklátská vrchovina. Hlavním celkem je Pražská plošina, která zasahuje od Kladna až po okolí Říčan.

Z celkového pohledu na soubor katastrů jsou nejnižší průměrné nadmořské výšky dosaženy v severní až severovýchodní části a reliéf je tu planární (viz příloha 4: katastry Letňany, Zeleneč nebo Veleň). Specifickým případem je v severní části katastr Lobeček. Lobeček leží na kralupské štěrkopískové pleistocénní terase. V jižní až jihozápadní části jsou nadmořské výšky oproti severu vyšší, terén je celkově členitější (viz příloha 4: Choteč u Prahy). Speciálním případem je katastr Lipence přímo v údolní nivě. Jižní zázemí Prahy dosahuje výšek srovnatelných i vyšších s jihozápadním sektorem. Rozdílná je zde členitost terénu, který je zde oproti jihozápadu plošší a méně členitý.



## 2.4. Hydrologické poměry

Tyto souhrnné informace o hydrologických poměrech pražského zázemí byly čerpány z Topografické mapy ČR dostupné na Národním geoportálu (CENIA c2010-2011).

Pražským zázemím prochází rozvodnice mezi povodím Labe a Vltavy. Výsledným souborem katastrů prochází tato linie severně od kú Újezd nad Lesy. Severní a především severovýchodní zázemí Prahy je odvodněno směrem do Labe. Do Labe vtékají ze zájmového území například tyto menší toky: Výmola, Čelákovický potok a Mratínský potok. Toky mají nejmenší spád z celého zázemí Prahy, pramení ve výškách max. 300 m n.m. a ústí mají ve výšce pod 200 m n.m. Toto se týká katastrů Bašť, Letňany, Veleň a Zeleneč. Říčka Výmola odvodňuje severovýchodní zázemí hlavního města. Pramení východně od Říčán v obci Mukařov v nadmořské výšce cca 425 m n.m. Do pražského zázemí zasahuje okrajově, odvodňuje okolí Klánovic, Úvalů a Kolodějů. V těchto katastrech také vede rozvodnice mezi Výmolou a Rokytkou. Výmola vtéká do Labe východně od Čelákovice v nadmořské výšce cca 175 m n.m. Rokytky je druhým významným tokem východního pražského zázemí, pramení ve výšce cca 475 m n.m. jihovýchodně od Říčán u obce Tehovec. Odvodňuje do Vltavy téměř celé východní zázemí Prahy, např. Dubeč, Uhřetěves, Koloděje. Do Vltavy se vlévá v Libni v nadmořské výšce cca 180 m n.m.. Odvodňuje i pražské katastry mezi Strašnicemi a Ďáblicemi. Na jihu navazuje na povodí Rokytky povodí Botiče, rozvodnice vede od Říčán severozápadním směrem, než se ve Strašnicích stáčí západním směrem do Vltavy. Botič pramení u obce Čenětice, jihovýchodně od Jesenice, v nadmořské výšce cca 470 m n.m. Botič v úseku před Hostivařskou přehradou teče severním směrem a odvodňuje velkou část jižního, resp. jihovýchodního zázemí Prahy. Z výsledného souboru katastrů jsou to kú Jesenice, Osnice, Dolní Jirčany, Čestlice atd. Do Vltavy se Botič vlévá pod Vyšehradem, v nadmořské výšce cca 185 m n.m. Jižní zázemí Prahy je odvodňováno krátkými toky do Vltavy a do Berounky (katastry Točná, Lipence, Trněný Újezd, Choteč). Jižní a jihozápadní toky protékají na svých dolních úsecích v zahloubených údolích, což je dáno charakterem geologického podloží Barrandienu. Z relativně delších toků západního pražského zázemí jsem vybral Radotínský potok. Ten pramení severozápadně od Rudné v nadmořské výšce cca 400 m

n.m. a jeho rozvodnice je zde zároveň rozvodnicí mezi Berouňkou a Vltavou. Potok teče jihovýchodním směrem až do Radotína, kde se vlévá do Vltavy ve výšce 190 m n.m. Odvodňuje katastry Nučice, Choteč, okolí Rudné, Slivenec, Lochkov. Zbytek západního a severozápadního zázemí Prahy odvodňují opět kratší toky tekoucí východním směrem. Jejich spád je nižší než v případě jihozápadního i jižního zázemí Prahy, k těmto tokům patří v zájmovém území Únětický potok. Větším tokem, který teče v severozápadní části pražského zázemí, je Zákolanský potok. Pramení opět poblíž rozvodnice mezi Vltavou a Berouňkou jižně od Kladna ve výšce pouhých 385 m n.m, jeho soutok s Vltavou v Kralupech je ve výšce 170 m n.m. Ze zájmového území odvodňuje katastry Hostouň, Buštěhrad a Tursko. Délky hlavních toků odvodňujících pražské zázemí jsou uvedeny v Tab 2.

Tab 2: Délka toků odvodňující vybrané katastry v zázemí Prahy

Název toku	Délka [km]	Ústí
Rokytká	37,5	Vltava
Botič	34,5	Vltava
Zákolanský potok	28,6	Vltava
Výmola	33,1	Labe
Radotínský potok	26,1	Vltava

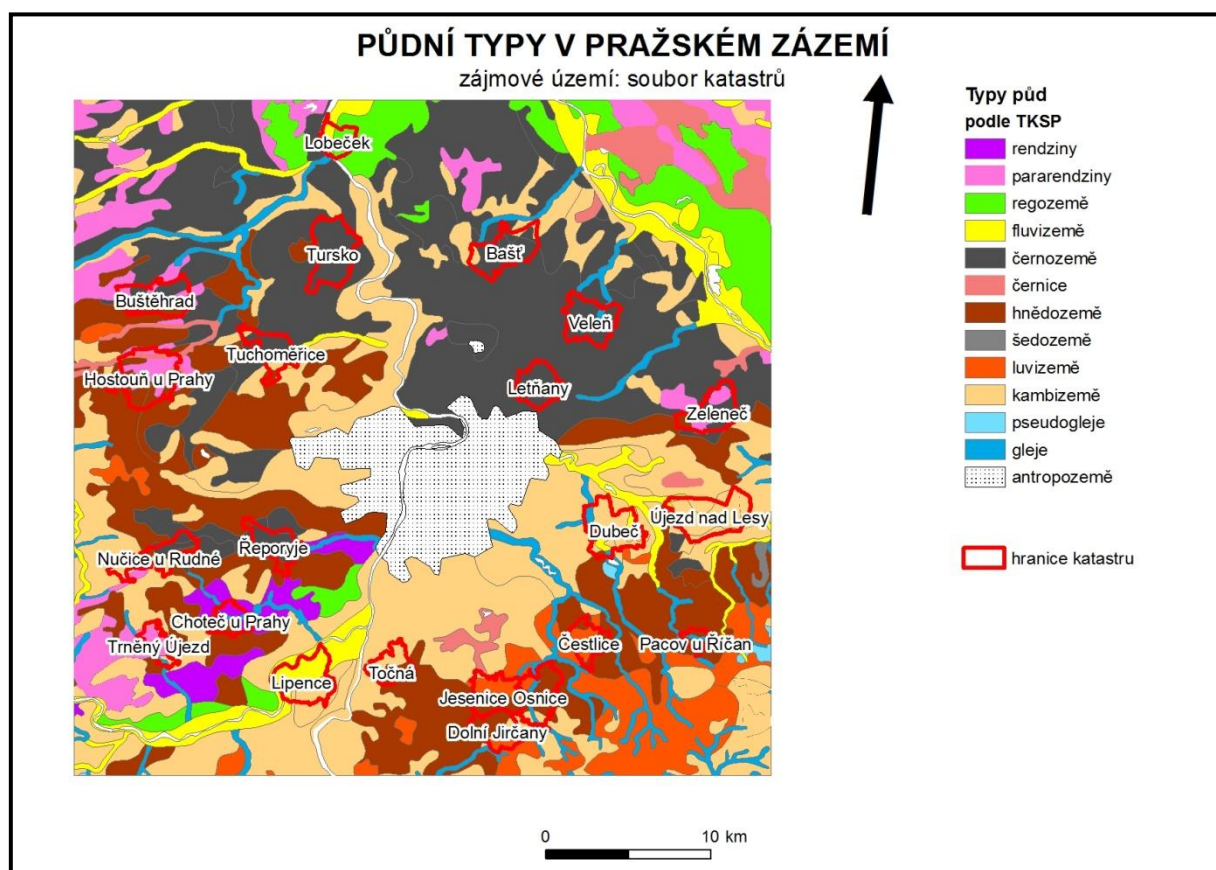
vlastní zpracování, podklady: VÚV, Lesy hl. města Prahy

## 2.5. Půdní poměry

V pražském zázemí se vyskytují tyto půdní subtypy (viz Obr. 2), plošně převládají půdy z referenční třídy luvisoly, na severovýchodním okraji je vysoké zastoupení černozemí. V této oblasti se nachází výrazné sprašové pokryvy, na nichž vznikly černozemě a hnědozemě. V západní části geosynklinály Barrandienu se na karbonátových substrátech vyskytují rendziny, které do oblasti české křídové tabule přechází do pararendzin a kambisolů. Azonální půdní typy gleje a pseudogleje se vyskytují ostrůvkovitě. Gleje fluvické se vyskytují v údolích menších vodních toků, např. Botiče. Fluvisoly jsou vyvinuté v zájmovém území poblíž soutoku Vltavy a Berouňky a poté

v povodí Rokytky (kú Dubeč). Regozemě převládají na štěrkopískových říčních terasách, podél Vltavy a Berounky se v údolní nivě vyskytují fluvizemě. Ve výsledném souboru katastrů se dominantně vyskytují tyto půdní typy: rendzina, pararendzina, regozem, fluvizem, černozem, luvizem, hnědozem a kambizem. Celkově je v souboru zastoupeno 6 referenčních tříd TKSP dominantně a 3 referenční třídy ostrůvkovitě (glejsoly, stagnosoly a antroposoly). Rozšíření antroposolů je zřejmě mnohem vyšší než odpovídá stavu mapování především díky vysoké intenzitě stavební činnosti v celém pražském zázemí.

Z hlediska úrodnosti půd je pražské zázemí nadprůměrné, především v severní části zázemí se vyskytují rozsáhlé areály černozemí, na ně dále k jihu navazují hnědozemě (viz Obr 2). Obě tyto skupiny půd patří mezi nejúrodnější půdy Česka.



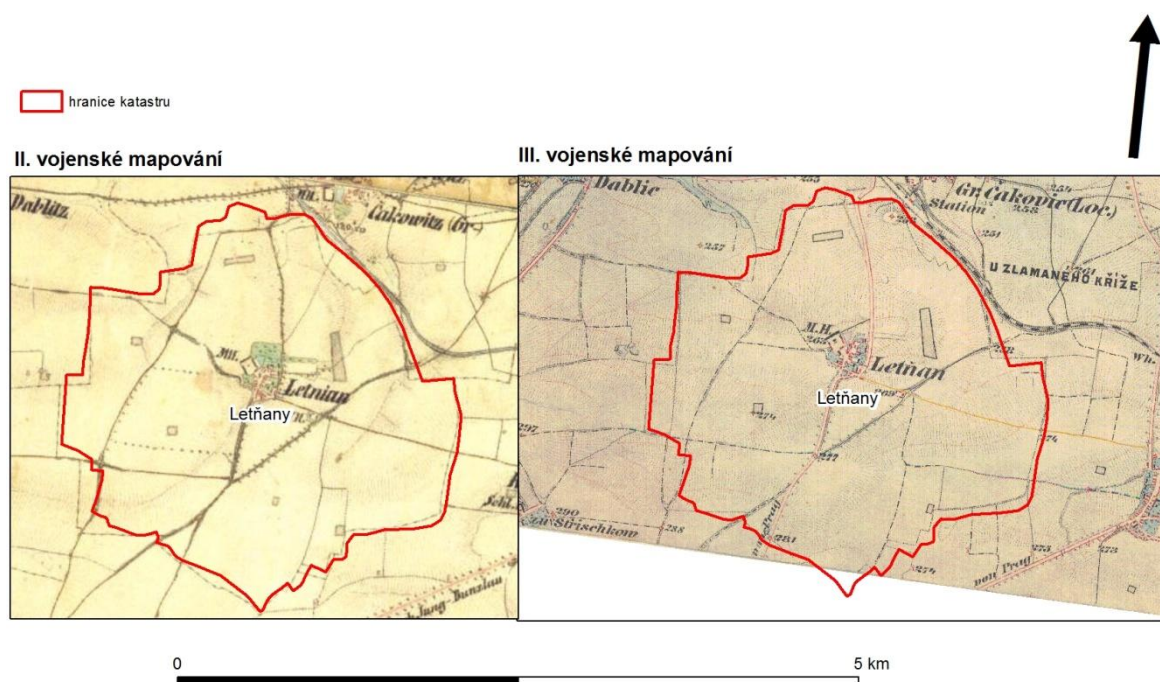
Obr. 2: Půdní typy v pražském zázemí (vlastní zpracování, CENIA c2010 – 2011)

## 2.6. Vývoj osídlení

Zájmové území svojí polohou mezi řekami Vltavou, Labem, Berounkou a Sázavou představuje z velké části starou sídelní oblast, která byla soustavně osídlena od neolitu. Starší osídlení nebylo tak plošně rozsáhlé, ale ve středních Čechách jsou významná sídla paleolitu např. Přezletice v okrese Praha – východ. Z hlediska mé práce je klíčový spíše vývoj od období industrializace po současnost, proto mu budu věnovat hlavní prostor. Tento vývoj budu sledovat za využití starých mapových podkladů, od Mülerovy mapy Čech, přes všechna 3 vojenská mapování až po nedávné a současné podklady (letecké snímky z 50. let, současné ortofoto). Mülerovy mapy a 1. vojenské mapování je dostupné v digitální podobě díky projektu zpracovanému na Univerzitě J. E. Purkyně v Ústí nad Labem (Laboratoř geoinformatiky c2001 - 2010).

Na Mülerově mapě Čech z roku 1720 je jižní hranici Prahy na úrovni Vyšehradu a Smíchova, které byly mimo vlastní město. Severní hranice probíhá s tokem Vltavy do pravostranného meandru u Holešovic, na západním břehu jsou do Prahy zahrnuty pouze Hradčany na východním Staré a Nové Město. Zevrubný pohled poskytne Obr. 1 z úvodu této části práce. Všechny katastry ze zájmového území práce se dle pramenů na Mülerově mapě nachází, problematické je určení kú Zeleneč, který se nachází mezi listy 7,8. V současné zástavbě lze stará centra sídel rozpoznat podle církevních staveb. Změna toku Berouanky poblíž jejího ústí je na mapě patrná. Rozsah Prahy je podobný situaci na Mülerově mapě, díky podrobnějšímu měřítku lze vidět osídlení na pleistocénních terasách při dolní Vltavě. Na druhém vojenském mapování je vidět postupné rozrůstání zástavby v okolí Žižkova a na východním vltavském břehu v okolí Karlína. Katastry zájmového území mají charakter zemědělských sídel se zástavbou uspořádanou podél křižovatky cest nebo obecního rybníka. Zemědělský charakter osídlení podtrhuje přítomnost mlýnů, např. katastry Letňany, Veleň, Ďáblice, Čakovice atd. Rozvoj průmyslových částí Prahy je vidět na přechodu mezi druhým a třetím vojenským mapováním. Týkalo se to Smíchova, Žižkova, Radlic a Vršovic. Změny, které postihly tehdejší pražské zázemí, byly svým rozsahem srovnatelné se změnami, které pozorujeme v krajině dnes. Do výběru katastrů

se změny v 2. polovině 19. století příliš nepromítly, zůstává zachován charakter i rozsah zemědělských sídel (viz Obr. 3).



Obr. 3: Srovnání krajinného pokryvu v kú Letňany (vlastní zpracování, mapové podklady: Národní geoportál, VÚKOZ)

Na snímcích z 50. let je patrná pozvolná výstavba residenční zástavby v některých kú (Letňany, Tursko...), dochází ke spojení zástavby dříve rozdělených menších zemědělských sídel (okolí Tuchoměřic). Dopravní infrastruktura je rozvinutá v hlavních směrech, místní síť zpevněných cest kopíruje hranice pozemků. U katastrů blíže k centru Prahy je nárůst zástavby vyšší (Řeporyje), naopak v dnes velmi exponovaných oblastech jižního zázemí, Jesenice, Osnice, Čestlice, se změna osídlení neprojevila. Jako typické katastry ze zázemí hlavního města se vyvíjely Háje, Chodov, Kunratice a Modřany. K velkému rozvoji zástavby došlo také na západním vltavském břehu, katastry Košíře, Smíchov a Motol. Na východním břehu pokračoval vývoj průmyslových čtvrtí Michle, Nusle, Vršovice a Strašnice, dále na sever katastry Vysočany a Hloubětín jsou v 50. letech už zřetelně připojovány k celku hlavního města. Na severní hranici Prahy je nejbližší zázemí tvořeno katastry jako Čimice, Kobylisy a Nebušice. Dále na sever pokračuje mozaika zemědělské půdy a sídel (katastry Letňany, Ďáblice a Horoměřice). K současnému

stavu osídlení více informací uvedu v části „Výsledky a vlastní práce“. Hlavní rozdíly v rozvoji osídlení a zástavby v zázemí Prahy mezi současností a 50. léty jsou: v rozvoji oblastí sídlištní zástavby, výstavbě dopravní infrastruktury a silný vývoj residenční zástavby mimo hranice vlastní Prahy. Dopravní infrastruktura se stala určující pro rozvoj velkoplošné průmyslové a komerční zástavby, která se díky ceně pozemků přesouvá podél příjezdových komunikací. Právě s rozvojem komunikací souvisí socioekonomické parametry, které byly vzaty do úvahy při výběru cílového souboru katastrů. Jedná se o vzdálenost od centra Prahy a vzdálenost od nejbližší dálnice. Tyto 2 jednoduché parametry byly použity jako socioekonomické faktory, které ovlivňují intenzitu zástavby půd. Vzdálenost od centra se v souboru většinově pohybuje mezi 10 – 20 km, vzdálenost od dálnice se pohybuje do 7 km.

Závěrem k vymezení souboru katastrů, jakožto zájmového území diplomové práce je třeba zmínit, že využití administrativních jednotek pro zkoumání dopadů zástavby na půdní kryt, není metodicky nejvhodnější variantou. Pro zkoumání fyzicko – geografických sfér jsou optimálními jednotkami dílčí povodí. Administrativní jednotky mají svoje opodstatnění díky několika faktům: zástavba půd je socioekonomickým jevem, který je ovlivňován především v rámci správních hranic, suburbanizace je jev vázaný na působení jádrové oblasti a zázemí, což jsou opět socioekonomické vazby. Rozhodování o ochraně půdního fondu následně probíhá opět v rámci správních hranic pověřených obcí. Výsledný soubor katastrů zahrnuje katastry z okresů Praha – východ, západ i vlastní Prahy. Hodnocení katastrů v jednotlivých charakteristikách reliéfu, klimatu a půdního krytu je vidět v příloze 2.

### **3. REŠERŠE ODBORNÉ LITERATURY**

Shrnuje rozsah problému zástavby zemědělských půd v Česku i okolních státech Evropy. Dále představuje důsledky, které má plošná zástavba na fungování ekosystémů i celé krajiny. V dalším oddílu se věnuji konkrétnímu problému vymezení diverzity půd a v závěru kapitoly jsem se pokusil shrnout přístupy k ochraně půdy v okolních zemích i v Česku.

#### **3.1. Zástavba zemědělských půd: rozsah a vymezení problému**

Využití půdy je jeden z hlavních faktorů, kterými lidstvo ovlivňuje okolní prostředí. V rámci ovlivnění globálních cyklů prvků, např. uhlíku, vystupuje změna využití krajiny jako významný faktor. Tomuto tématu je v posledních letech v souvislosti s emisemi skleníkových plynů věnována velká pozornost. Vlivu změny využití krajiny v globálním měřítku se věnuje studie Foley et al. (2009). V současnosti mají hlavní vliv intenzivně zemědělsky využívaných ploch, ale nastupuje pozitivní vliv chráněných území a také zastavěných městských ploch. Tyto 2 kategorie využití představují protipóly v našem vztahu ke krajině.

Zastavování půd a šíření zástavby do zemědělské krajiny je vymezeno jako jeden z hlavních problémů půdního pokryvu v EU. V tematické strategii půdní ochrany (CEC 2006) jsou z hlediska ochrany půd určeny tato ohrožení: eroze, úbytek organické hmoty, kompakce, zasolení, svahové pohyby, kontaminace a zástavba. Jako vzorový problémový region jsou zde uváděny přímořské oblasti. Například na italském pobřeží 43 % rozlohy půdy bylo ovlivněno zástavbou (CEC 2002). Problémem jsou také nedostatečné informace o kvalitě zastavěných půd, což je také jedním z cílů této práce. Zástavba půd je i přes svůj omezený plošný rozsah v globálním měřítku, např. ve srovnání s erozí ohroženými půdami, často zmiňována v dokumentech EEA, protože představuje nevratnou degradaci půdy. Dalším důvodem je, že půdy, které jsou zástavbou nejvíce ohroženy, se nachází poblíž metropolitních oblastí. Jsou tedy poblíž cílových oblastí poptávky po zemědělských produktech a v neposlední řadě jsou zde, z historických důvodů, půdy s nadprůměrnou

úrodností. Ve vztahu k půdě musíme vycházet z předpokladu, že je neobnovitelným zdrojem a že je základní existenční podmínkou pro lidský vývoj obdobně jako voda. Vývoj půdy je velmi dlouhodobý a v podmínkách střední Evropy trvá řádově 10 000 let (Němeček, Smolíková a Kutílek 1990). Plošná zástavba půd souvisí se socioekonomickými procesy vývoje měst a přesunu obyvatel. Podle různých předpovědí bude až 80 % obyvatel Evropy žít ve městech v roce 2020 (EEA 2011). Právě rozšiřování měst do volné krajiny je proces, který je součástí tzv. urban sprawlu. Urban sprawl může být definován jako prostorové šíření zástavby s nízkou hustotou osídlení do volné krajiny v původně zemědělském zázemí měst (Alberti a Torrens 2000, Gayda et al. 2005). Vytváří roztržitou krajinou strukturu s mnoha ploškami, komerční zástavba se šíří především podél dopravních cest. Urban sprawl představuje neefektivní způsob využití krajiny a tvoří protiklad ke kompaktnímu využití krajiny ve starých jádrových oblastech (EEA 2006). V rámci Evropy jsou aktuální data dostupná za období 2002-2006. Nově zastavěné plochy jsou ze 77 % vyjímány ze zemědělského půdního fondu. Řádově bylo v Evropě v tomto období ročně zastavěno 100 tis. ha půdního pokryvu. Největší podíl zastavěných ploch, cca 1 třetina, byl zastavěn kvůli residenční a rekreační výstavbě (EEA 2011). Urban sprawl se dále vyznačuje rozdílným vývojem mezi počtem obyvatel a rozlohou zastavěných ploch. Zatímco počet obyvatel v mnohých evropských regionech klesá, tak rozloha zastavěných ploch roste v celé Evropě viz projekt CORINE. Tento trend potvrzuje i nárůst urbánních ploch od 50. let (78 %), který je výrazně vyšší než nárůst počtu obyvatel (33 %) za toto období (EEA 2006). Prostorově je urban sprawl intenzivnější v pobřežních oblastech. Jedná se např. o území Iberského poloostrova, státy Be-Ne-Luxu nebo severní pobřeží Itálie. Z hlediska procentuální ztráty zemědělské půdy jsou nejvíce ohroženy země jako Nizozemsko, Lucembursko, Belgie a Německo. Úbytek zemědělských ploch urbanizací v období 1990 - 2000 se pohybuje u těchto zemí v rozmezí 0,7 – 2,5 %. Nizozemsko ztratilo zástavbou v tomto období cca 800 km<sup>2</sup> zemědělské půdy (EEA 2012). V projektu „MOLAND“ byl zkoumán vztah mezi počtem obyvatel a rozlohou u vzorku 24 evropských měst nebo metropolitních regionů. Jako nejvíce zasažena urban sprawlem vyšla města Udine a Pordenone (region Friuli – Venezia Giulia) a Brusel (EEA 2006). V prostoru západní Evropy je vedle urban sprawlu a suburbanizace vymezen proces periurbanizace (Nilsson,



PLUREL projekt 2011). Periurbanizace je proces propojení urbánního a rurálního prostoru. Obdobně jako urban sprawl je charakteristický novou zástavbou, nízkou hustotou osídlení, častá je fragmentace krajiny i problémy s dopravou. Proces ale představuje alternativu trvalého využití rurálních regionů. Závěry projektu jak docílit vyrovnaného a především pro životní prostředí přijatelného rozvoje zázemí měst jsou obdobné jako u dalších výzkumů. Rozvoj měst musí být řízen jako komplex několika resortů (regionální, ekonomický, environmentální...), protože je ovlivňován mnoha faktory. Další faktorem je využití plochy již zastavěných území a zvýšení hustoty osídlení urbánních oblastí. To s sebou přináší možné dopady do budoucna např. zvýšený efekt tepelného ostrova města (viz dále). Dalším přístupem je zvýšení atraktivity prostředí starých sídel, podpora zelených a modrých pásů v zázemí měst. Příkladem je Skocianská přírodní rezervace v zázemí Koperu (Slovinsko). Důležitá je podpora místních socioekonomických vazeb a cyklů, které tvoří protiváhu pro jednostranné vztahy jádro-zázemí. Zázemí měst při správném rozvoji poskytuje široké spektrum ekosystémových služeb, které mají pozitivní vliv na celé životní prostředí (Nilsson, PLUREL projekt 2011).

Půdní pokryv ve Velké Británii zkoumá studie Haygarth a Ritz (2007). Autoři vycházejí ze širokého spektra funkcí, které půdy plní a některé z nich jsou hospodařením s půdou ohroženy (viz Tab. 4 v oddíle dopad na ekosystémové funkce). V rámci předpokládaného vývoje v Británii, v kterém je možné nalézt podobnosti s vývojem v ČR, vyčlenili autoři tyto negativní dopady na půdní pokryv. Nejprve je jmenován tlak na zástavbu zemědělských ploch ze strany investorů, dále je zmiňován zásah do průběhu pedogeneze kontaminací, hnojivy nebo změnou hydrologického cyklu v půdě. Několik ekosystémových služeb, které probíhají v půdě, bylo součástí studie ekonomické hodnoty biomů (Constanza et al. 1997). Jde například o cyklus a zadržování živin, které zásadní měrou ovlivňuje produkční schopnost půdy. Se zvyšujícím se tlakem na půdu souvisí i vliv na další funkce, které půda obstarává. Například díky zhutnění půdy se zhoršuje struktura a fyzikální vlastnosti půdy, díky kontaminacím a eutrofizaci dochází ke změně složení edafonu, případně k vymizení určitého druhu. Více konkrétně zaměřená studie, Pauleit, Ennos a Golding (2005), se zaměřuje na oblast Merseyside. Oblast je konurbací na severozápadě Velké Británie. Autoři vybrali v celé oblasti 11 sledovacích ploch a data o

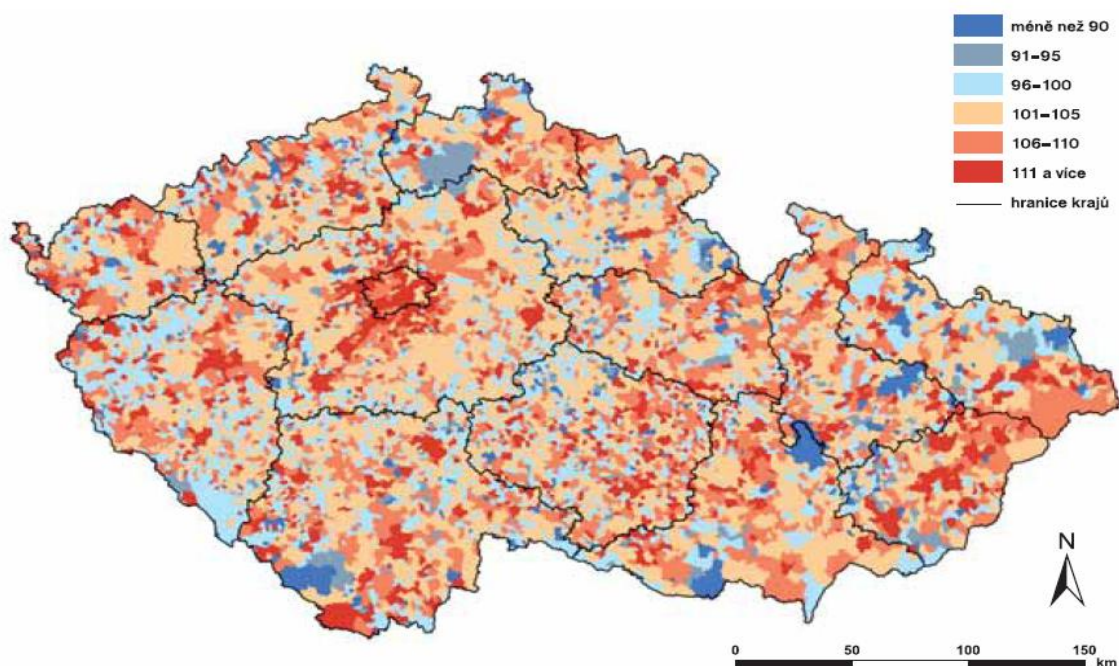
krajinném pokryvu a využití krajiny za období 1975 – 2000. Hlavní kategorie využití území v testovacích plochách tvořily plochy budov, dopravní infrastruktury a zahrad (dohromady cca 85 % rozlohy). Nejvíce narůstaly plochy dopravní infrastruktury (5%), budov (3,7%). Ve studii autoři rozdělili oblasti na oblasti s nízkým/vysokým socioekonomickým statusem. Trendy v těchto 2 skupinách nejsou jednoznačné, v celkovém součtu více ploch budov a dopravní infrastruktury přibývá v oblastech s vyšším statusem. Oblasti s vyšším statusem také ztrácí více ploch zahrad, naopak v oblastech s nižším statusem dochází k úbytku zemědělských a rekreačních ploch. Pohled na vývoj krajinného pokryvu za stejné období dává tyto výsledky. Významný nárůst ukazují nepropustné povrchy, z 54 na 61 %, plochy pokryté vegetací naopak poklesly z 38 na 33 %. Vyšší nárůst zastavěných povrchů byl pozorován v lokalitách s vyšším socioekonomickým statusem. Dopady změn v krajině na fungování ekosystému jsou tyto: nárůst teplot, nárůst koeficientu odtoku a diverzita stanovišť v území. Koeficient odtoku je vyšší v lokalitách nižšího socioekonomického statusu (vyšší celkový podíl nepropustných povrchů) než v lokalitách vyššího statusu. Celkově studie potvrdila, že změny krajinného pokryvu a využití krajiny významně mění ekosystémy v okolí velkých sídel. Více o působení šířící se zástavby na ekosystémové funkce bude uvedeno dále.

Ve Spojených státech se tématem zástavby půd zabývá Alig et al. (2004). Studie je více socioekonomicky zaměřena, nicméně shrnuje, že v období 1982-1997 narostla rozloha urbánních ploch v USA o 34 %. V podobném období 1980-2000 počet obyvatel v USA vzrostl o 24 %. Autoři se proto zabývají hlavně sociálními faktory, které podpořily tento trend vyšší spotřeby půdy na 1 obyvatele. Roli hrají také migrační směry a rozmístění obyvatel, stejně jako vyšší příjem. V závěrech autoři využili regresní model s některými výše zmíněnými proměnnými (příjem, hustota osídlení, hodnota zemědělské produkce, metropolitní oblast aj.). Výsledky se zčásti překrývají s procesy, s nimiž se setkáváme v pražském zázemí. I přestože hustota osídlení ve sledovaném období roste, podíl urbánních ploch roste daleko vyšším tempem. Nárůst urbánních ploch pozitivně koreluje s přítomností metropolitních oblastí. Dvojitá je závislost s hodnotou zemědělské produkce. Negativní korelace ukazuje na zemědělské produkční regiony, kde s rostoucí hodnotou produkce klesá nárůst urbánních ploch. Pozitivní korelace

ukazuje na regiony s vysoce úrodnými půdami v zázemí měst, které jsou zastavovány. Na vyšší rozlišovací úrovni zkoumá rozvoj zástavby studie Batisany, Yarnal (2009). Na výsledcích studie je vidět rozhodující vliv měřítka na interpretaci a srovnání výsledků. Výsledky na úrovni hrabství ukazují nárůst o cca 0,4 %, na nižší správní úrovni o cca 2 % celkové rozlohy. Oba údaje pochází ze shodného období 1993 – 2000. Pouze změna prostorového měřítka a tím i změna základu, z kterého se určuje procentuální nárůst, vede k několikanásobně odlišným výsledkům. V rámci hrabství se nejedná o malé rozlohy, nárůst zastavěných ploch činil cca 700 ha za 7 let v Centrálním hrabství v Connecticutu. Oblastí střední Evropy, konkrétně Saskem, se zabývá studie Haase et al. (2007). Zkoumá historické změny krajiny s důrazem na vliv urbanizačních/suburbanizačních procesů na stav ekosystému. Autoři potvrdili trendy rostoucí fragmentace, růst rozlohy zastavěných ploch i vliv na hydrologickou bilanci krajiny.

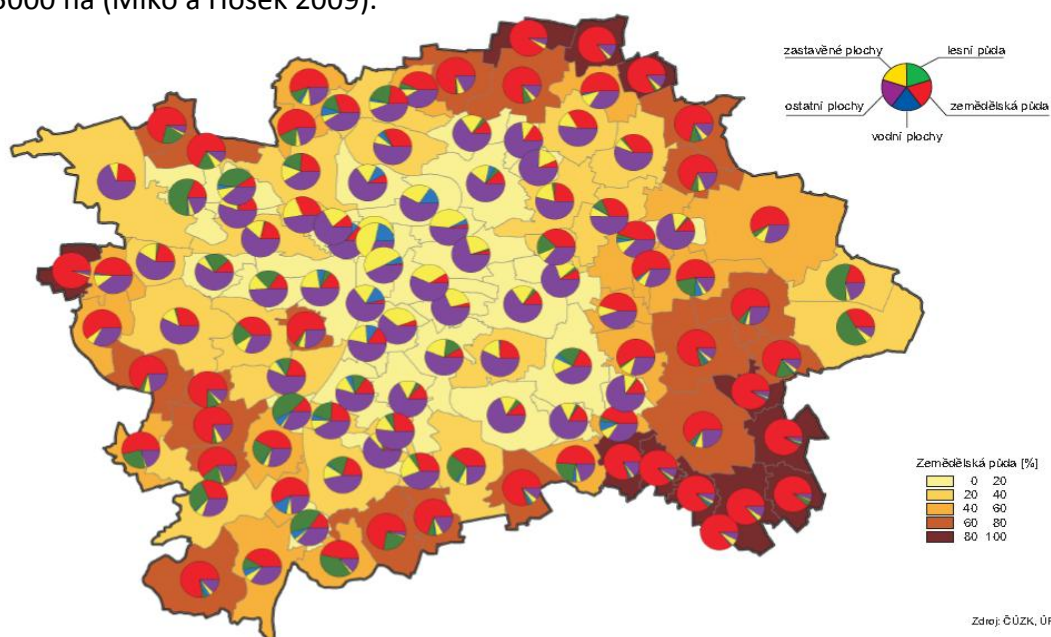
Vývojem krajinného pokryvu a využití půdy v prostředí Česka se zabývá několik projektů. Dlouhodobému vývoji využití krajiny se věnuje projekt LUCC (Bičík et al. c2009-2010) na katedře sociální a regionální geografie na PŘF UK v Praze. Výstupy projektu LUCC jsou změny ve využití ploch základních územních jednotek v pražském zázemí. Projekt vychází ze statistických dat a souhrnná data za území Prahy nebo jejího zázemí lze brát jako srovnávací s výsledky této práce. Na stejné katedře vznikl také webový portál [www.suburbanizace.cz](http://www.suburbanizace.cz), kde se prezentují některé případové studie z pražského zázemí. Výstupem projektu byla také publikace zaměřená na seznámení veřejnosti i místních samospráv s dopady suburbanizace na krajinu jako celek. Konkrétně na téma výstavby velkoplošných nákupních center se zaměřuje občanská iniciativa „Nesehnutí“ z Brna (*Nesehnutí, o.s.* 2012). Toto sdružení vytvořilo k tématu portál [www.hyper.cz](http://www.hyper.cz).

Výstupy z projektu LUCC jsou součástí ročenky životního prostředí, kterou vydává Ministerstvo životního prostředí. Přehledový kartogram vývoje rozlohy zástavby v základních územních jednotkách v Česku vidíme na Obr. 4 za období 1990 – 2000. Základní územní jednotky byly vytvořeny syntézou katastrů kvůli převodům pozemků mezi jednotlivými katastry. Odstíny červené označují na kartogramu nárůst zastavěných ploch. Zřetelně vystupují oblasti v zázemí Prahy, Plzně, Brna a Ostravsko.



Obr. 4: Vývoj rozlohy zastavěných ploch podle databáze LUCC v období 1990 – 2000 (Miko a Hošek 2009)

Při pohledu na pražské katastry (Obr. 5) se na administrativní hranici Prahy stále vyskytují katastry, kde zemědělská půda převládá (hnědá barva na kartogramu). Právě tato území jsou ohrožena plošnou zástavbou půd. Průměrný roční úbytek zemědělské půdy v Česku za období 2000 – 2008 činil cca 3900 ha, v posledních letech úbytek přesáhl 5000 ha (Miko a Hošek 2009).



Obr. 5: Využití ploch a podíl zemědělské půdy v pražských katastrech v roce 2009 (Útvar rozvoje hl. města Prahy c2010)

Suburbanizace a rozvoj zastavěných ploch je jev, který je koncentrovaný v zázemí větších měst a podél dopravní infrastruktury. Právě tato koncentrovanost má za následek, že se negativní vlivy zastavěných ploch se násobí a proto se mohou dříve projevit. Koncentrovanost suburbanizace je zdokumentovaná například na případových studiích z pražského zázemí. Obce jako Čestlice, Nupaky nebo Jažlovice v exponované poloze v pražském zázemí a poblíž dálnice D1 prodělaly v posledních 20 letech velmi rychlý vývoj. Počet stálých obyvatel v těchto obcích vzrostl několikanásobně, Nupaky 81 obyvatel (1991) – 628 (2009), Jesenice 1758 obyvatel (1991) – 5895 obyvatel (2009), v dalších obcích není hlavním trendem rozvoj residenční ale komerční zástavby, např. Čestlice, Modletice nebo Vestec (Stachura 2010). Nová zástavba v těchto obcích tvoří větší rozlohy než starší jádra původně zemědělských obcí, lze srovnat staré mapové podklady a současné územní plány. Nárůst rozlohy zástavby je v exponovaných katastrech pražského zázemí opět několikanásobný (Modletice, Čestlice), ale podíl zástavby na celkové rozloze je v procentuálním vyjádření relativně nízký, cca 3 %, v této kategorii využití ale nejsou uvedeny všechny nepropustné povrchy (Veřejná databáze ČSÚ, Stachura 2010).

Proces suburbanizace se v okolí hlavního města Prahy objevoval s rozvojem venkovských rekreačních sídel v jejím zázemí. Tento proces ale nepředstavoval ve své době hlavní trend ve formování podoby krajiny. Další rozvoj předměstí souvisel s příchodem industrializace a rozvojem dělnických čtvrtí (Ouředníček 2003). Po vzniku Československa nastupuje tzv. klasická fáze suburbanizace a procesy metropolizace hlavního města. Došlo k rozšíření aglomerace a rozvoji obcí, které byly i vně správních hranic Prahy. Hlavní podíl na velmi intenzivní suburbanizaci v současnosti má předchozí období komunistické vlády a centrálního plánování. Právě toto období přerušilo přirozený vývoj měst, výstavba probíhala podle centrálních plánů a tím pádem dnešní vývoj dohání zpoždění cca 40 let (Sýkora 2002, Ouředníček 2003). V období socialismu došlo k diferencovanému rozvoji tzv. střediskových obcí, tj. větších obcí a měst v okolí Prahy. Omezení suburbanizace mělo za socialismu několik základních příčin: malý trh s pozemky, neexistovali finanční nástroje podporující samostatné bydlení, dojezdová vzdálenost do zaměstnání a důsledná ochrana zemědělského půdního fondu (Ouředníček 2003). Všechny tyto překážky byly s pádem komunismu odstraněny. Přesto intenzivní proces

suburbanizace započal v pražském zázemí až od poloviny 90. let, tj. s asi 5 – letým zpožděním. Hlavní vliv na tomto vývoji měla malá kupní síla obyvatelstva po revoluci a také bylo nutné určité přechodné období, než byly zavedeny změny podporující výstavbu (Sýkora 2002). Podrobné srovnání Prahy a ostatních měst v Evropě přinesla souhrnná studie Kasanka et al. (2006). V rámci studie zkoumali, zda vývoj zástavby v evropských městech směřuje k rozptýlené, extenzivní podobě, k „urban sprawlu“. Využili dat o hustotě osídlení a krajinném pokryvu v souboru 15 evropských měst. Ze střední Evropy byly v souboru Praha, Bratislava, Drážďany, Mnichov a Vídeň. Autoři určili druh zástavby (residenční X komerční), původní kategorii zastavěné plochy i vztah mezi nárůstem obyvatel a nárůstem zastavěných ploch. Praha má nižší podíl zastavěných ploch než Mnichov, Vídeň. Naopak Bratislava se vyznačuje rozptýlenou zástavbou a má nižší podíl zastavěných ploch než Praha. Rozdíly v podílu zástavby nejsou ale nijak markantní, jejich příčinou může být kratší samovolný vývoj v podmínkách východního bloku, který dobře odpovídá nízkému podílu Drážďan.

Tab. 3: Srovnání vývoje 5 měst střední Evropy (Kasanko et al. 2006)

	<b>Podíl zastavěných ploch 90. léta [%]</b>	<b>Změna rozlohy zástavby 1960 - 1990s [%]</b>	<b>Změna rozlohy komerční a průmyslové zástavby 1960 - 1990s [%]</b>	<b>Ztráta zemědělské půdy [km<sup>2</sup>]</b>	<b>Plocha zástavby [m<sup>2</sup>] na 1 obyvatele v 90. letech</b>
Praha	34	150	195	110	208
Bratislava	27	274	581	74	259
Drážďany	21	139	199	74	331
Mnichov	38	137	163	100	180
Vídeň	37	128	179	72	184

Velmi dynamickým vývojem podle charakteristik prochází Bratislava, která dohání nižší zastavěnost území z minulosti. Ve sloupci „Ztráta zemědělské půdy“ je třeba uvést, že v citované studii autoři pracovali s různou nárazovou zónou okolo každého města, vycházeli z metodiky projektu MOLAND a cílem bylo zmenšení rozdílů mezi městy z různých oblastí EU. Praha je v tomto ukazateli nejhorší z vybraných měst v Tab. 3. Z 5 měst pouze v Mnichově převládal nárůst počtu obyvatel, ve Vídni a Drážďanech došlo

k poklesu počtu obyvatel a k mírnému nárůstu zástavby. Praha je v oblasti mírné převahy nárůstu zástavby, nejintenzivnější procesy vývoje města byly zaznamenány v Bratislavě, kde opět převládá nárůst zastavěných ploch, ale celková změna za období 1950 – 1990 je výrazně vyšší než u ostatních měst (Kasanko et al. 2006).

Velkoplošnou komerční a obchodní zástavbou, která se rozvíjí podél dopravní infrastruktury, se zabývá občanské sdružení „Nesehnutí“ (Koželouh 2010) a je také tématem odborných článků (Spilková a Šefrna 2009). I přestože se jedná pouze o omezený druh výstavby, tak především intenzita této výstavby v katastrech u dálniční sítě a navíc v zázemí měst, je důvodem pro zaměření se na tento problém. Dochází zde k současnému působení 2 faktorů: vzdálenosti od města a vzdálenost od centra velkého města. Proto také byly tyto 2 veličiny použity při vymezení souboru katastrů, které tvoří zájmové území práce (viz Metodika). Za období 2003 – 2009 byla v Česku realizována stavba cca 400 velkoplošných maloobchodních zařízení, tj. uskupení několika obchodů (Koželouh 2010). Jako nejvíce exponované kraje se z hlediska komerční výstavby ukázaly kraje Moravskoslezský a Středočeský, kde bylo v období 2003-2009 realizováno přes 50 záměrů. Autoři studie se věnovali také umístění velkoplošné komerční zástavby v rámci města. Zhruba polovina všech záměrů byla postavena na předměstí, cca 25 % v příměstských lokalitách. Rozdíl mezi těmito 2 kategoriemi nebyl ve studii uveden, ale autoři uvádí, že příměstské lokality často odpovídají místům poblíž dopravní infrastruktury, poblíž okresních měst. Lze shrnout, že tzv. předměstské lokality tvoří okraje větších měst a na ně navazují tzv. předměstské lokality neboli suburbánní zóna. Autoři dále podrobně určili podíl vlastních budov a obslužných ploch na celkově zastavěných plochách v rámci nově realizovaných komerčních staveb. Nová velkoplošná zařízení jsou tvořena ze 40 % okolními obslužnými plochami, cca 30 % zabírají vlastní budovy a zbytek rozlohy připadá na volné a nespecifikované plochy. Většina stavebních záměrů (cca 40 %) bylo stavěno tzv. na zelené louce, tj. předchozích volných plochách, z hlediska kvality zastavěných půd bylo přes 20 % zastavěné půdy v I. třídě ochrany ZPF (Koželouh 2010). Podle předchozího využití byly pozemky seřazeny takto: 35 % služby a výroba, 16 % orná půda, TTP 12 % a zeleň 12 %. Rozšíření zástavby v příměstských oblastech přináší také nárůst intenzity dopravy. Článek autorů Spilkové a Šefrny (2009) se

věnuje konkrétně pražskému zázemí a 9 nově postaveným velkoplošným obchodním centrům. Více než 30 % zastavěných půd pod zkoumanými obchodními centry patří k subtypu černozem modální s bonitou 87 bodů ze 100. V rámci půdního fondu Česka patří tyto půdy k nejúrodnějším a jsou z tohoto důvodu pod maximální ochranou. Půdní kryt v celém pražském zázemí je také vysoce nadprůměrný, zhruba na polovině rozlohy území se nachází třídy luvisoly a černosoly.

### 3.2. Environmentální dopady plošné zástavby půd

Na úvod této části rešerše zmiňuji, že největším environmentálním vlivem plošné zástavby je nevratná ztráta půdy jakožto celku. Přesto se většina této části bude týkat dopadů plošné zástavby na okolní prostředí. Při zkoumání environmentálních dopadů plošné zástavby vycházím z funkcí, které půdní kryt v prostředí zajišťuje. Z uvedených funkcí ve vztahu k vlivu zástavby na okolí jsou v literatuře nejčastěji uváděny funkce regulační a kulturní (viz Tab. 4). Kulturní funkce souvisí s estetickým vnímáním krajiny jako celku a toto téma je rozpracováno ve studiích jiného zaměření, např. Hnilička (2005).

Tab. 4: Funkce půdy v ekosystémovém pojetí (Haygarth a Ritz 2009, ESA 2010)

<b>EKOSYSTÉMOVÉ FUNKCE PŮDY</b>
<b>Podpůrné</b>
Primární produkce
Tvorba nových půd
Koloběh živin
<b>Zdrojové</b>
Vytváření biotopů
Zásoba vody pro ekosystémy
Prostor pro základy staveb
Zdroj potravin
Zdroj materiálů pro farmacii
Zdroj stavebních hmot
Zdroj genetické variability a druhového bohatství



<b>Regulační</b>
Filtrace a zlepšení kvality vody
Stabilizace průtoku vody v krajině
Podíl na oběhu i retenci skleníkových i jiných plynů
Odbourávání antropogenních kontaminantů
Regulace mikro a mezo klimatu
Omezení intenzity eroze
<b>Kulturní</b>
Rekreační
Kognitivní (duchovní, vzdělávací a estetická hodnota)
Zachování archeologického i paleoekologického záznamu

V rámci regulačních funkcí půdy se budu zabývat těmito konkrétními problémy souvisejícími s plošnou zástavbou půd: zrychlení povrchového odtoku, změna mikroklimatu i v rámci klimatické změny, oběh kontaminantů a vliv na biodiverzitu a pedodiverzitu (Scaleghe a Marsan 2009, NuiSSL et al. 2009, Kaufman a Marsh 1997).

Vodní bilance krajiny a hydrologický cyklus jsou z hlediska svého vlivu na fungování krajiny určující. Vliv zastavěných ploch souvisí s termínem nepropustných povrchů a s procesem překrytí půdy (ang. soil sealing). Překrytím půdy nepropustným materiálem dochází k silnému omezení infiltrace, zrychlení povrchového odtoku a také snížení evapotranspirace z povrchu (Scaleghe a Marsan 2009). Podíl nepropustných povrchů se pohybuje podle charakteru zástavby v rozmezí 20 – 100 % (NuiSSL et al. 2009 viz Metodika). Z pohledu globálního rozšíření nepropustných povrchů jsou dobře dostupná data dálkového průzkumu Země. S nimi pracuje studie Elvidge et al. (2007). Ta uvádí celkovou rozlohu nepropustných povrchů na cca 0,43 % rozlohy souše, v USA je podíl kolem 1 %. Velmi podrobně je vodní bilance zmapována na případových studiích ze saského Lipska (Haase 2009, Haase a NuiSSL 2007). Výsledky z Lipska za období 1870 – 2003 za použití hydrologických modelů jsou tyto. Došlo k výraznému nárůstu přímého odtoku na více jak dvojnásobek výchozí hodnoty, evapotranspirace poklesla cca o čtvrtinu, ovlivnění základního odtoku bylo z celkového pohledu minimální, ale v některých

částech bylo modelováno snížení v důsledku plošné zástavby. Stupeň ovlivnění se lišil na základě podílu nepropustných povrchů. V nejvíce zastavěných plochách, kategorie 80 – 100 % nepropustných povrchů, dosahoval modelovaný koeficient odtoku 75 %. Uvedené závěry přináší kromě dopadů na hydrologickou bilanci také zvýšené náklady spojené s vodovodní infrastrukturou. O významném ovlivnění hydrologické bilance nepropustnými povrchy lze mluvit při podílu zastavěných ploch cca 25 %. Tento podíl je závislý na srážko-odtokové charakteristice území. Nevýhodou přístupů pomocí srážko – odtokových modelů je částečné zanedbání struktury urbánního prostoru. Ten je totiž z určité části tvořen ploškami, které jsou schopny i v městském prostředí poskytovat ekosystémové služby. Ve studiích Gill et al. (2008, 2007) se autoři zabývají významem zelených pásů v urbanizované krajině. Jako hlavní byl určen vliv rozptýlené residenční zástavby, průměrný podíl evapotranspirujících povrchů se v Manchesteru pohyboval kolem 70 % a je srovnatelný s údaji z jiných evropských měst, např. Mnichova (66 %). Podíl ploch se stromovou vegetací dosahoval rozpětí od 12 do 30 %. Na podílu povrchů pokrytých vegetací mají hlavní vliv fyzickogeografické podmínky, rozpětí v městech USA je 4 % (Wyoming) – 55 % (Georgia). Transpirující povrchy v městském prostředí příznivě ovlivňují mikro a mezoklima. Zmenšují teplotní amplitudy uvnitř zástavby, zvyšují vlhkost vzduchu a snižují velikost přímého odtoku. Srovnání chování přímého odtoku v závislosti na suburbanizaci bylo zkoumáno např. v povodí řeky Croton poblíž New Yorku (Burns et al. 2005). Byly potvrzeny následující trendy. V nejvíce zastavěném povodí byly nejvyšší kulminační průtoky, při vyšším úhrnu srážek došlo k vyššímu nárůstu odtoku z území v důsledku nižší retence, nižší doba dotoku kulminační vlny v urbanizovaném povodí. Vliv zástavby je nižší ve vlhkém období roku a v období, kdy výrazně dominuje základní odtok.

Městské i příměstské oblasti mají díky specifické struktuře mikroklima i mezoklima, které se liší od okolní nezastavěné krajiny. Mluví se o tzv. tepelném ostrovu města (Scalenghe a Marsan 2007). Rozdíly teplot způsobené změnou využití půdy jsou tématem příspěvku Kalnay a Cai (2003), kteří zkoumali podíl změny využití půdy na celkové změně průměrné teploty v USA. Celkově autoři stanovili vliv urbanizace a změn ve využití ploch na hodnotu cca  $+0,35^{\circ}\text{C}/100$  let. Dat z družice Landsat využívá k analýze městského klimatu Carlson a Arthur (2000). Potvrdilo se zvýšení vyzařované teploty a

pokles vzdušné vlhkosti v územích s podílem nad 50 % zástavby. Na konkrétním případě saského Lipska zkoumali autoři studie vliv mezi rozložením teplot v centru města a v jeho zázemí (Schwarz et al. 2012). Studie potvrdila nárůst teplot směrem do centra související s rozlohou zastavěných ploch. Rozpětí tepelného vlivu města je 2,9 – 3,1 °C (podle vzdálenosti od centra). Vlivem zastavěných ploch na klima všech úrovní až ke globální změně se zabývali autoři příspěvku Grimm et al. (2008). Autoři vycházeli ze systémového přístupu a zpětných vazeb mezi vyšší průměrnou teplotou ve městech a ostatními složkami krajiny. Nárůst průměrných teplot ve městech společně s ovlivněním odtoku z krajiny zvyšuje tlak na zdroje vody ve městech, paradoxně také pěstování zelených pásů a ploch ve městech v aridních oblastech může vést k vysoké spotřebě vody. Tepelný ostrov města má dále vliv na znečištění ovzduší díky reakcím způsobujícím fotochemický smog. Obecně je vliv městských ploch na klima spíše regionálního měřítka, které ale svým propojením s hydrologickým a biogeochemickým cyklem může částečně působit i na úrovni globální. V souvislosti se změnou klimatu se modeluje vliv zelených plošek v městské zástavbě na zmírnění účinků tepelného ostrova města (Gill et al. 2007).

Zásah do oběhu kontaminantů a ztráta pufrací schopnosti půd její plošnou zástavbou je další oblastí důsledků plošné zástavby území. Kontaminace v městském/příměstském prostředí má několik podob: může ovlivnit zdroje pitné vody a přispět k šíření chorob (Gaffield et al. 2003), povrchový odtok z infrastruktury způsobuje zvýšený obsah chloridů (Jin et al. 2011) a oběh dusíku v půdě (Aelion, Shaw a Wahl 1997). Specifické postavení městského prostředí se odráží i v potřebě specifického hodnocení půd (Vrščaj, Poggio a Marsan 2008, Huinink 1998). Základem hodnocení je určení kvality půdy na základě vybraných parametrů. Autoři Vrščaj, Poggio a Marsan se snažili vyjádřit vhodnost vlastností/kvality dané půdy a jejího současného využití. Základní je také zodpovědět na otázku, které funkce a v jakém rozsahu by daná půda mohla plnit a jaké funkce za současného využití poskytuje. V souvislosti s plánováním výstavby klademe na půdu také určité nároky, které by měla splňovat. V celém procesu je důležitá součinnost pedologických, urbanistických a také výkonných politických činitelů.

Poslední oblastí vlivu rostoucí rozlohy zástavby z hlediska půdního krytu je vliv na pedo a biodiverzitu. Oba termíny spolu souvisí, protože půda je také životním prostředím

pro široké spektrum organismů. Termín pedodiverzita je termínem novějším, který se vztahuje k bohatosti půdního krytu z různých úhlů pohledu. Kvůli využití indexů diverzity v metodické části práce se tomuto pojmu budu věnovat podrobněji.

### 3.3. Pedodiverzita a její ochrana

Pojem pedodiverzita se v odborné literatuře objevuje ve vyšší míře až od 90. let. Je definována jako: „...variabilita půd v určitém území nebo regionu způsobená podmínkami vývoje a vzniku, jejich vlastnostmi a uspořádáním.“ (Odeh 1998). Pedologie tímto reagovala na zájem o zkoumání diverzity, který vycházel hlavně z biologických oborů. Význam zkoumání diverzity půdního krytu je v několika rovinách. Jelikož půda představuje neobnovitelný zdroj nejen pro zemědělství ale i další odvětví, tak poznání její diverzity je důležité z hlediska její ochrany i využití. S diverzitou půdy souvisí i její vlastnosti jako např. složení edafonu, pufrační kapacita, retenční kapacita aj. Například složení a vztahy ve společenství edafonu jsou stále vysvětleny pouze rámcově. Přitom z edafonu byla získány některá antibiotika (*Streptomycin*) nebo jiné účinné látky (Yalon 2000). Půda hraje také významnou roli v koloběhu prvků a tím ovlivňuje průběh globálních změn (Daily et al. 1997, Schlesinger a Andrews 2000). Tok uhlíku z půdy představuje významné množství v celkovém cyklu a je násobně vyšší než emise z antropogenních zdrojů. Právě proto je udržování správného stavu půdy důležité i pro udržení rovnováhy celého zemského systému.

Přístupy k hodnocení diverzity půd jsou ale starší. Vycházejí z hodnocení reliéfu a konceptu půdní katény (Milne 1947). Dále byly rozvinuty v souvislosti s pracemi, které se zabývaly problémem, jak přistoupit ke zkoumání půdního pokryvu (Friedland 1974, Hole 1978). Přístup ke struktuře půdního pokryvu začíná u vymezení elementárních půdních areálů (pedonů), které tvoří prostorové uspořádání. Pedony mohou být homogenní a heterogenní. Homogenní pedon je definován jako prostorový půdní útvar, který tvoří 1 taxonomická klasifikační jednotka nejnižší úrovně (subvarieta v případě TKSP) a je ohraničen dalšími elementárními půdními jednotkami nebo prostředím bez půdního pokryvu (Friedland 1974).

Heterogenní elementární půdní areály mohou být členěny do 2 skupin: sporadicky, nepravidelně heterogenní nebo pravidelně heterogenní. Struktura v první skupině je tvořena bioturbacemi, druhá je typická pro kryosoly, histosoly a půdní typy v aridních podmínkách. Prostorové uspořádání půd není tvořeno pouze elementárními areály, ale i vazbami mezi nimi. Právě soubory elementárních půdních areálů, které se opakují, tvoří půdní matici. Tyto soubory se nazývají půdní kombinace (Friedland 1974). Uspořádání půdního pokryvu vykazuje znaky fraktálních struktury, tj. jeho heterogenita a vlastnosti se liší v závislosti na měřítku (Ibanez et al. 2009, Hupy et al. 2003). Půdní pokryv charakterizují vlastnosti jako komplexita, heterogenita a diverzita (Friedland 1974, Saldana a Ibanez 2007). Vztah mezi variabilitou půdních vlastností a pedodiverzitou je předmětem sporů. Někteří autoři vidí rozdíl od výše zmíněné definice pedodiverzity tyto 2 pojmy jako souběžné a odlišné. Tento rozdíl mezi pedodiverzitou a variabilitou půdních vlastností byl potvrzen ve studii fluvialních teras řeky Henares, Španělsko (Saldana a Ibanez 2007). Zde variability půdních podmínek (pohyb jílových částic, intenzita vyplavování karbonátů) klesala s rostoucím stářím terasy. Oproti tomu taxonomická pedodiverzita stejných ploch ukázala opačný trend, nárůst diverzity se stářím povrchu. Takže původní koncept konvergentního vývoje půd v čase byl nahrazen modelem divergentním (Phillips (2001). Pedogeneze je složitý proces, který je ovlivňován celou řadou faktorů, a přestože několik faktorů nebo vlastností vykazuje konvergenci s postupujícím časem, nelze celkový vývoj půdního typu brát jako konvergentní (Toomanian a Esfandiarpour 2010, Saldana a Ibanez 2007). Saldana a Ibanez (2007, 2004) shrnuli, že využití interpolačních technik geostatistiky jako variogram resp. krigging, aj. je možné použít pro výzkum jednotlivých půdních vlastností, ne tolik k vyčíslení pedodiverzity na určité taxonomické úrovni. Také potvrdili, že s rostoucí rozlohou území a s větším rozlišením z hlediska taxonomické klasifikace roste celková pedodiverzita.

Díky výše zmíněným vlastnostem půdního pokryvu problém, který se musí při výzkumu uspořádání půd vyřešit, je měřítko. Ve studii Hupy et al. (2004) se autoři zabývali závislostí parametrů půdního krytu (délka hranic jednotek, rozlohu polygonů atd.) na měřítku mapování. Bylo zjišťováno, jaké množství informací o půdním pokryvu je ztraceno generalizací. Závěry studie se samozřejmě lišily s charakterem mapovaného území, ale

v převážně glaciálně modelované krajině pozdního Wisconsinského zalednění v USA lze získat 2 – 4x více informací o území při dvojnásobném zvětšení měřítka (obvykle na 1:10 000). Toto podrobné mapování by nebylo omezeno technickými kartografickými prostředky, jako spíše náklady na terénní mapování. Zbývá otázka vyřešení vztahu mezi vyššími náklady a vyšší přesností a informační náplní půdních map.

V literatuře zaměřené na analýzu uspořádání půd a půdní matrici se často objevuje pojem „soilscape“. Tyto jednotky jsou vymezeny ze základních krajinných jednotek a jsou tvořeny výseky v půdním pokryvu. Mohou spojovat několik pedonů, ale svým rozmístěním sledují nejen strukturu půdního pokryvu ale i celé krajiny. Tyto uspořádání polypedonů tvoří geografické jednotky půdního pokryvu, kontinua (Hole 1978). Ve svém postavení v krajině je půda na rozhraní několika geosfér, proto jsou pro vymezení i analýzu půdního pokryvu nutné informace o podloží, reliéfu, klimatu, biotě i antropogenním vlivu. Ve svém zjednodušeném modelu krajiny na základě skupenství a vazeb mezi komponenty používá Hole (1978) termín pedoplasma. Pro vyjádření struktury půdního pokryvu byly používány jednoduché metriky vyjadřující rozlohu, délku hranic, tvar a poloha v krajině, resp. v reliéfu. Tyto metriky se běžně využívají v hodnocení krajinných jednotek a krajinného pokryvu (Formana a Godrona 1993). Ibanez a Saldana (2007) využívají ve své studii základní parametr „richness“. Ten je definován pouze jako prostý počet půdních typů nebo jiných jednotek v určitém území. Pedodiverzita je poté většinou chápána jako taxonomická diverzita, tj. rozšíření jednotlivých půdních taxonomických skupin v území.

Hodnocení diverzity půdního pokryvu oproti pokryvu krajinnému tedy vyžaduje i zahrnutí taxonomických rozdílů do hodnocení (Minasny a McBratney 2007, McBratney a Minasny 2007). Pedodiverzita plochy se samozřejmě liší, pokud máme půdní pokryv složený z půdních typů 1 referenční třídy nebo pokud máme stejnou plochu se stejně velkými ploškami půdních typů z různých tříd. Zahrnutí rozdílů mezi jednotlivými referenčními třídami/typy taxonomického systému je tedy základním předpokladem k hodnocení pedodiverzity. Druhým přístupem k vyčíslení diverzity v rámci hierarchie taxonomického systému je využití pořadí jednotek v systému (Hole a Hironaka 1960 In: Minasny a McBratney 2007).

I přes tento předpoklad jsou v mnoha studiích dále používány metriky, které pracují pouze s rozlohou a tento aspekt zanedbávají, např. Shannonův index diverzity (Martín a Rey 2000, Minasny a McBratney 2007). V hodnocení diverzity půdního pokryvu se metriky člení podle výpočtu na 2 skupiny: ukazatele pracující s počtem jednotek na určitém území (tzv. bohatost) a ukazatele vyjadřující rozdělení a zastoupení těchto jednotek (Ibanez et al. 1995). Jednotlivé ukazatele hodnocení pedodiverzity jsou uvedeny v Tab. 5. Některé parametry hodnotí bohatost půdního krytu podle počtu subtypů (bohatost, Margalefův index) nebo plošné rozlohy subtypů (Shannonův index), další hodnotí dominanci (Simpsonův index). Doplněním podílů rozlohy o taxonomickou vzdálenost mezi jednotlivými jednotkami (subtypy) se mění celková diverzita území. Tento princip byl převzat z hodnocení biodiverzity a příbuznosti druhů (Ricotta a Szeidl 2006).

Tab. 5: Ukazatele používané v hodnocení diverzity (McBratney a Minasny 2007, Ibanez et al. 1995)

INDEX PEDODIVERZITY	PROMĚNNÉ	ZNAČKA
Bohatost	počet subtypů	S
Průměrná vzdálenost tříd	počet subtypů, taxonomická vzdálenost	$F_m$
Simpson - Giniho diverzita	relativní rozloha	G
Kvadratická entropie	relativní rozloha, taxonimická vzdálenost	Q
Směrodatná odchylka taxonomické vzdálenosti	taxonomická vzdálenost	$\delta_s$
Max. kvadratická entropie	relativní rozloha, taxonimická vzdálenost	$Q_{max}$
Shannonův index	relativní rozloha	H'
Vyrovnanost	počet subtypů, relativní rozloha	E
Taxonomická entropie	relativní rozloha, taxonimická vzdálenost	$H_d$
Margalefův index	počet subtypů	Na
Brillouinův index	relativní vzdálenost	Na

Nejčastěji se využívají metriky založené na podílu na celkové rozloze. Tyto ukazatele obvykle vychází ze statistiky a z teorie informace. Nejčastěji používaným je Shannonův index diverzity (Shannon 1948), který je preferován oproti Brillouinovu indexu díky jednoduššímu výpočtu. Shannonův index hodnotí podíl jednotlivých složek systému, minimální hodnoty dosahuje, pokud je pokryv tvořen 1 jednotkou a maxima pokud jsou všechny jednotky rovnoměrně zastoupeny (více viz Metodika práce). Index se také nazývá indexem entropie a lze také určit z výpočtu poměru mezi skutečnou a maximální entropií plochy. Pro hodnocení dominance určité jednotky v pokryvu je používán Simsonův index, který opět pracuje s relativní rozlohou jednotek. Metriky využívající taxonomické odlišnosti jednotek jsou také využívány (Minasny a McBratney 2007). S rozlohou jednotek a jejich vzájemnou odlišností pracuje Raova kvadratická entropie. Doplněním parametru taxonomické odlišnosti do Shannonova vzorce vznikla metrika, která spojuje jak plošné zastoupení, tak i vývojové rozdíly (Ricotta a Szeidl 2006). Postup je znázorněn na vztazích 1,2. Tento postup z biologie počítá nejprve pravděpodobnost setkání 2 stejných druhů a v dalším kroku jsou vloženy vývojové odlišnosti druhů. Stejný postup lze použít i na půdní kryt (Minasny a McBratney 2007).

$$(1) \quad H = - \sum_{j=1}^n p_j \times \ln p_j$$

$$(2) \quad H = - \sum_{j=1}^n p_j \ln \left( 1 - \sum_{i \neq j}^n d_{ij} \times p_i \right)$$

kde  $p_i$ ,  $p_j$  jsou podíly rozlohy subtypů a  $d_{ij}$  je taxonomická vzdálenost subtypů  $i, j$

Využití těchto metrik v hodnocení půdního pokryvu zahrnovalo stanovení taxonomických vzdáleností pro klasifikační systémy. Pro systém WRB FAO byly vypočteny rozdíly mezi skupinami půd (Minasny et al. 2010). Autoři využili několika faktorů, u nichž



hodnotili přítomnost v půdním profilu. Jednalo se např. o převahu organiky v profilu, texturní změny horizontu B nebo období zvýšeného zamokření profilu. Přiřazením příznaku 1 nebo 0 podle přítomnosti resp. nepřítomnosti jednotlivé půdní vlastnosti nebo znaku vzniká postupně matice. V ní jsou seřazeny skupiny půd podle WRB FAO a je jim přiřazen kód, podle vlastností. Každý řádek matrice tvoří uspořádanou skupinu čísel (0,1) a je proto možné ho brát jako vektor. Lze poté spočítat vzdálenost jednotlivých vektorů, resp. řádků matice neboli půdních skupin (Minasny a McBratney 2007b). Statistické metody výpočtu vzdálenosti jsou různé. Autoři, již citovaných studií (McBratney a Minasny 2007, Minasny et al. 2010, Toomanian a Esfandiarpour 2010), využili ve výpočtu Euklidovu vzdálenost vypočtenou ze vztahů v pravoúhlém trojúhelníku, často je ve vícerozměrné statistice zmíněna tzv. Mahalanobisova vzdálenost. Ta kromě prosté vzdálenosti vektorů počítá i s kovarianční maticí objektů. Kovariance 2 proměnných je „...mírou jejich lineární závislosti.“ (Meloun a Militký 2006). Pokud mají tyto proměnné 0 kovarianci, jsou lineárně nezávislé. Jejich závislost ale může mít jinou, nelineární povahu. Kovariance závisí na jednotkách dat, proto je vhodné před jejím výpočtem provést standardizaci. Pro vyjádření vzdálenosti nebo podobnosti řádků matice, v našem případě půdních typů, lze použít také další metody vícerozměrné statistiky. Jedná se o vícerozměrné clusterové metody, zobrazení dendrogramu atp. (Meloun a Militký 2002). Pro stanovení taxonomických vzdáleností neboli rozdílů je kromě volby výpočtu maticové vzdálenosti zásadní určit správně rozhodovací pravidla, která se určí jako diferenční kritéria. Mcbratney a Minasny (2007) použili ve svém přístupu dendrogram australského taxonomického systému. Rozhodující je tedy implementace rozhodovacích pravidel taxonomického systému do výpočtu. Bohužel zatím se mi nepodařilo nalézt studii zabývající se výpočtem taxonomické vzdálenosti v případě našeho TKSP. Ve světě byly publikovány studie s implementací do WRB (Minasny et al. 2010), na modelovém území v Austrálii (McBratney a Minasny 2007) nebo v Iránu (Toomanian a Esfandiarpour 2010). Výsledky těchto studií shrnují tyto závěry. Diverzita půdního pokryvu roste s nižší, podrobnější úrovní taxonomického systému. Hodnoty Shannonova indexu a průměrné taxonomické vzdálenosti spolu silně korelují. Předpoklad je, že se zahrnutím rozdílů mezi taxonomickými třídami do výpočtu, dostaneme vyšší celkovou diverzitu půd, než při

výpočtu Shannonovým indexem. Tento předpoklad byl potvrzen v článku Minasny a McBratney (2007), k rozdílným závěrům došli ale autoři Toomanian a Esfandiarpour (2010). Diverzitou půd se v různých měřítkách zabývá několik studií (Amundson et al. 2003, Ibanez et al. 1998, McBratney a Minasny 2007). Studie půdního pokryvu v USA (Amundson et al. 2003) kromě výše zmíněných metrik využívá princip hodnocení pedodiverzity odvozený z biologického přístupu. Klasifikuje půdní typy jako ohrožené, vzácné, endemické v rámci jednoho státu atd. Do studie byly zahrnuty vlivy na půdu ze zemědělství (přehnojení, zhutnění) a zástavby (úplná degradace). Zemědělství samozřejmě v plošném rozšíření vlivu na půdní pokryv převládá, ale i přesto má zástavba svůj vliv především díky faktické nevratnosti procesu degradace. Zhruba 30 % všech „ohrožených“ půdních typů v USA je ohrožených díky zástavbě. Pedodiverzitou z hlediska měřítka kontinentu se zabývají studie Ibanez et al. (1998), Ibanez et al. (2009).

### **3.4. Legislativní ochrana zemědělských půd a jejich komplexní hodnocení**

Půdy představují neobnovitelný zdroj nejen z hlediska potravinové soběstačnosti, a proto jsou ve všech evropských zemích chráněny zákonem. Z hlediska evropského práva je ochrana půdy zakotvena v tematické strategii pro ochranu půdy (CEC 2002, 2006a) a je v doplňujícím návrhu pro dodržení směrnice 2004/35/EC, o zodpovědnosti za škody způsobené na životním prostředí (CEC 2006b). Tematická strategie i ostatní dokumenty ochrany půdy vyčlenily hlavní skupiny ohrožení, které se půd v EU týkají. Jsou to: eroze, pokles obsahu organiky, kontaminace, plošná zástavba, zasolení, biodiverzita a kompakce půd (CEC 2002).

Vývoj legislativní ochrany půd souvisí s riziky, které jí hrozí. Pokud se zaměříme na data vydání zákonů chránících půdní fond, dostaneme následující tabulku (viz Tab. 6).

Tab. 6: Legislativa o ochraně půdního fondu ve vybraných státech Evropy (Montanarella 2007)

<b>ZÁKON</b>	<b>ROK NABYTÍ PLATNOSTI</b>
Zákon o ochraně půdy Nizozemsko	1987
Zákon o ochraně půdy Itálie	1989
Zákon o ochraně půdy č. 334/1992 ČSR	1992
Zákon o ochraně a rekultivaci půdy Francie	1993
Maďarský národní environmentální program	1997
Zákon o ochraně půd v SRN	1998
Akční plán pro ochranu půd Anglie a Walesu	2004

Většina zákonů a nařízení spadá do konce 80. a do 90. let 20. století. Z pohledu České republiky je třeba dodat, že ochrana zemědělského půdního fondu byla v určitých ohledech, například vyjímání ze zemědělského fondu, na dobré úrovni i před rokem 1989. Komunistické právo kladlo na ochranu půdního fondu důraz už od 50. let. První zákon o ochraně půdního fondu pochází z roku 1959 (48/1959 Sb.). V zákoně byly určeny negativní jevy jako kontaminace z průmyslu, negativa investiční výstavby nebo nešetrné hospodaření na svažitých pozemcích. Nový zákon o ochraně půd je z 60. let (53/1966 Sb.). V 60. letech bylo na environmentální problémy nahlíženo jako na faktory snižující výnos. Byly zavedeny kompenzace a přerozdělování finančních prostředků. V 70. letech se objevuje problém odjímání půd ze ZPF a proto byly zvýšeny poplatky za odvody. Obecně scházel v komunistickém právu rámcový zákon o životním prostředí jako celku. Zajímavým faktem je, že právo na zdravé životní prostředí bylo zakotveno jako základní právo občanů v ústavách socialistických států. Při ochraně půdního fondu mělo komunistické právo výhodu ve státním vlastnictví většiny půdy (Kružíková 2009).

Z pohledu evropské spolupráce na ochraně půd bylo důležité založení sítě Evropského úřadu pro ochranu půdy v roce 1996 (EC c1995-2012, Montanarella 2007). Kromě nařízení EU se ochrany půdního krytu týkají i některé úmluvy, např. Charta pro trvalé využití a ochranu půd Rady Evropy (2003) nebo Alpská úmluva o ochraně půd (1991). Alpská úmluva vyjmenovává ekologické funkce půdy a vzhledem k nim stanovuje

hlavní hrozby. Jednou z těchto hrozeb je také plošná zástavba půd, smlouva požaduje maximální využití stávajících zastavěných prostor. Bohužel vymahatelnost této smlouvy není podmíněna sankcemi, ale pouze informačními zprávami o činnosti v oblasti ochrany půdy. Podobné náplně je i charta o ochraně půdy Rady Evropy. Shrnuje funkce půdy a jejich ohrožení, v samotné chartě jsou také doporučení pro jednotlivé kategorie využití. Závaznost této smlouvy je stejně jako u všech podobných smluv více méně dobrovolná.

Přístupy států evropského společenství se liší. V Nizozemsku vychází ochrana půdy z předpokladu, že ochrana půdy by měla být na stejné úrovni, jako je ochrana dalších složek životního prostředí. Pouze pokud budou složky fungovat společně, budou také poskytovat ekosystémové služby (Howard 1993). Nizozemská ochrana půdy se také soustředí na remediace kontaminovaných půd a na ochranu půd neznečištěných. Spolu s Belgií a Velkou Británií dosahují nejvyšších investic na obyvatele v remediacích půdy. Plošná zástavba půd je v Nizozemsku ve srovnání s Evropou relativně řešený problém, protože v Nizozemsku je velmi vysoká hustota zalidnění a tím pádem i tlak na půdu. Nizozemsko má spolu s Belgií jeden z nejvyšších podílů zastavěných půd, 14 %. Opatření proti plošné zástavbě jsou tyto: nahrazení nepropustných materiálů na některých plochách materiály propustnými, více práv lokálním samosprávám k ochraně životního prostředí, vytvoření nárazníkových pásů zeleně podél plošné zástavby a vyšší zahrnutí ceny ekosystémových služeb do povinných příspěvků od uživatelů (Wessenlink, Notenboom a Tiktak 2006). Přístup k ochraně půdy podobný Nizozemskému se používá ve Švýcarsku. Půda je chápána jako součást přírodní sféry, stavební prostor a ekonomická komodita (Howard 1993). V Německu platí v ochraně půdy několik základních principů: prevence poškození, platba za znečištění, spolupráce všech ministerstev, ochranu úrodných půd a zahrnuje sociální aspekty vlastnictví půdy. Upravuje hodnotu půdy nejen z pohledu úrodnosti, resp. využití ale půdy jako části přírodní sféry (Howard 1993). Podle Römbkeho et al. (2005) je nevýhodou německé legislativy nepropojení legislativy ochrany půdy s ostatní legislativou životního prostředí.

Ochrana půdy ve Francii je zaměřená na zemědělské půdy. Sledován je vliv pesticidů, akumulace těžkých kovů a erozi. V Dánsku se ochrana půdy zaměřuje hlavně na eutrofizaci a acidifikace způsobená atmosférickou depozicí. Opět jsou sledovány obsahy

těžkých kovů a pesticidů. Ve Velké Británii ještě v 90. letech nebyly přijaty konkrétní zákony ochrany půdy, ale ochrana půdy byla součástí celkové politiky životního prostředí. Ve volné krajině byla půda chráněna dohodami mezi vlastníky a neziskovým sektorem. V oblastech emisí, atmosférické depozice bylo nutné omezit konkrétním zákonem.

Z hlediska ochrany půdního fondu je Česká republika prvním státem z bývalého východního bloku, která přijala konkrétní zákon na ochranu půdy, který určuje také mezní hodnoty pro kontaminanty (Gzyl 1999). V zákoně o ochraně zemědělského půdního fondu jsou začleněny také části týkající se vyjmutí a zástavby zemědělského půdního fondu. Podle zákona by jakékoliv stavební záměry měly být realizovány s minimální ztrátou rozlohy ZPF, dále schvaluje vyjmutí ze ZPF orgán ochrany životního prostředí místní samosprávy, při větší rozloze orgán regionální. Vyhláškou jsou stanoveny odvody za vyjmutí z půdního fondu, určené dle bonitace (334/1992 Sb.). Zákonem je nařízena skrývka kulturních vrstev půdy pro její další využití. Cena zemědělské půdy se podle bonity pohybuje do cca 16 Kč/m<sup>2</sup>, průměrné ceny zemědělské půdy jsou určené přílohou k vyhlášce 412/2008 Sb.

Pro shrnutí výchozích podmínek ochrany zemědělského půdního fondu zde uvádím část zákona 334/1992 Sb., která se týká zásad ochrany půdního fondu: „Pro nezemědělské účely je nutno použít především nezemědělskou půdu, zejména nezastavěné a nedostatečně využitě pozemky v zastavěném území nebo na nezastavěných plochách stavebních pozemků, staveb mimo toto území, stavební proluky a plochy získané zbořením přežilých budov a zařízení. Musí-li však v nezbytných případech dojít k odnětí zemědělského půdního fondu, nutno zejména, co nejméně narušovat organizaci zemědělského půdního fondu, hydrologické a odtokové poměry v území a síť zemědělských účelových komunikací a dále odnímat jen nejnutnější plochu zemědělského půdního fondu.“ V zákoně jsou uvedeny všechny zásady, jež představují předpoklady pro trvalé hospodaření na zemědělských půdách. Souhrnné srovnání platné legislativy k ochraně půdy před zástavbou v zemích EU poskytuje materiál Prokop et al. (2011). Ochrany půdy se v rámci celé unie věnuje kromě již zmíněných materiálů i většina rámcových směrnic o životním prostředí. Jako příklad uvedu některá opatření z Rakouska, Německa a Nizozemska. V Rakousku zabránili investicím do pozemků se stavebním

povolením časovým omezením jeho platnosti. Vlastník musí začít stavět do 5 let od jeho vydání. Obdobně je nastavena česká legislativa. Smlouvy mezi vlastníky a obcemi s cílem maximálně efektivního využití již zastavěných pozemků. Regionální realitní fondy fungují v 5 z celkových 9 rakouských regionů. Obcím poskytují půjčky na veřejné stavby, tak aby nebyly tolik omezeny cenou a mohli lépe využít prostor v zástavbě (vykupování pozemků, rekonstrukce apod.). V Rakousku je podpora na bydlení obyvatel prioritou, do které jsou vkládány velké prostředky, např. v Tyrolsku bylo ročně podpořeno 4100 domů, kdy 60 % z těchto staveb byly renovace. Jako klíčové se ukazuje propojení obcí v oblasti územního plánování. V sousedním Německu je opět kladen důraz na maximální rozvoj uvnitř hranic stávající zástavby. Nej kvalitnější půdy, rekreační oblasti a pásy zeleně v zástavbě jsou do územních plánů zaneseny jako chráněná území zeleně, která nemohou být po dobu platnosti zastavena. Stejně jako v případě Rakouska, tak pro rozvoj vnitřních částí sídel jsou problematické vlastnické vztahy a vysoké ceny pozemků. Proto jsou obce v Německu podpořeny státními fondy. Novým přístupem v některých regionech (Stuttgart, Duisburg, Rheinhessen – Nahe...) je tzv. oběžný land – use. Princip shrnují 3 hesla: vyhnout se, znovu použít a nahradit. Pro účely zástavby by měly být výhradně použity pozemky již s tímto využitím. Nizozemsko patří mezi státy s nejvyšší hustotou osídlení a tím pádem je zde v některých regionech vysoká intenzita ovlivnění půd. Pro příklad uvádím opatření z regionu Randstad, který zahrnuje Amsterdam, Rotterdam, Utrecht, Haag a další sídla. Klíčovými je pro rozvoj oblasti i ochranu prostředí těchto několik bodů: ochrana zbytkových zachovalých území v deltě Rýnu, podpora výstavby zeleně v jádrových oblastech kvůli zvýšení atraktivity a opět optimální využití stávajících zastavěných oblastí. V Nizozemsku dále dotují zlepšení úrovně bydlení ve městech – solární panely na střechách, zeleň v okolí, zateplení domů atd. V citovaném materiálu (Prokop et al. 2011) je situace ochrany půd před zástavbou v Česku hodnocena takto: intenzita zástavby půd na 1 obyvatele v posledních letech na úrovni NUTS 2 klesla. V územním plánování je naše legislativa v souladu s Lipskou chartou za udržitelné prostředí evropských měst (*LEIPZIG CHARTER* 2007). I přes podporu z předvstupního programu Phare se nepodařilo restrukturalizovat staré jádrové oblasti, brownfields. Navzdory těmto neúspěchům v současnosti běží projekt oběžného land – use v regionu Ústí (projekt CIRCUSE, IETU

c2010) a ve Slezsku má obnovu podpořit nástroj strukturálních fondů, JESSICA (MMR 2012). Závěry jsou takové, že přestože nejvyšší půda je chráněna nejvyššími odvody, tak jejich výše je nedostatečná. Tento nedostatek se projevuje především v pražském zázemí, kde na sebe naráží výjimečně kvalitní půdy a zájmy investorů.

Tímto se dostáváme k ceně zemědělské půdy. Ta je klíčová pro ochranu půdního krytu v zázemí měst (Roakes 1996). Zvýšení daně z nově zastavěných pozemků oproti daním za přestavbu a investice do budov by dle autorky podpořilo výstavbu ve starých jádrových oblastech a omezilo spekulace s půdou. Teoretický předpokladem je dosažení efektivnějšího a také intenzivnějšího využití půdy. Srovnání přístupů k ochraně zemědělských půd je uvedeno v rozsáhlém materiálu Evropské komise (Prokop et al. 2011). V materiálu jsou vymezeny 3 oblasti opatření ke zmírnění záboru zemědělské půdy: kompenzační platby, kompenzační míry a prodej povolenek zástavby. Kompenzační platby jsou využívány např. v Česku a na Slovensku. Na Slovensku je chráněna tímto způsobem zhruba pětina půdního fondu. Cena za odejmutí ze ZPF se pohybuje od 6 – 15 € za 1 m<sup>2</sup> půdy, pro srovnání v Česku je I. třída ochrany ZPF oceněna na 0,3 €/m<sup>2</sup> půdy (Prokop et al 2011). I přesto autoři ukazují celkově zpomalující trend zástavby půd v Česku oproti Slovensku, kde je zástavba půd stále vyšší. Přístup kompenzačních měr spočívá v určení ekologického potenciálu a bodového hodnocení. Na základě tohoto se opět určí platba za zástavbu půdy. Tento přístup je využíván v Sasku, Hessensku a jako přípravná pilotní studii v okolí Vídně. Tato studie by měla vycházet z vyčíslení škod způsobených zástavbou půd, metodika by odpovídala procesu EIA.

Pro vývoj trhu se zemědělskou půdou v Česku byl hlavní vstup do Evropské unie. Obavy z odkupování půd cizinci byly v médiích poměrně silně zmiňovány, pro příklad zprávy na serveru Společnosti pro ochranu půdy (Petr Havel, Společnost pro ochranu půdy). Odprodej půdy cizincům byl omezen vyjednanou výjimkou až do května roku 2011. Novela příslušného devizového zákona byla definitivně projednána v prvním čtvrtletí roku 2012. Cizinci se ale mohli k vlastnictví půdy dostat i v předchozím období využitím prostředníků, a proto enormní zájem o českou půdu nehrozí. Vlastnictví zemědělské půdy cizinci v předvstupním období bylo hodnoceno jako marginální (Němec a Kučera 2007). V nové legislativě o odprodeji půdy ze státního vlastnictví se má zabránit spekulantům,

tím že umožní odprodej pouze zahraničním vlastníkům, kteří na půdě aktivně hospodařili předchozích 36 měsíců. V Zelených zprávách, které vydává Ministerstvo zemědělství ČR, je potvrzen pomalu vzrůstající trend ceny, za kterou je prodávána půda v Česku viz Tab. 7. Ročně je ze zemědělského půdního fondu odvedeno přes 5000 ha půdy a tento trend je v posledních letech relativně stabilní. Tento fakt klade požadavky na zvýšenou ochranu nejúrodnějších půd v Česku. I přes nárůst ceny zemědělské půdy, v současnosti průměr 6 Kč/m<sup>2</sup> ze státního vlastnictví resp. 10 Kč/m<sup>2</sup> ze soukromého vlastnictví (MZEM 2011), jsou ceny stále nižší v porovnání se státy z EU15 (Němec a Kučera 2007). Obrat prodeje a nákupu půdy odpovídá 2,5 % rozlohy ZPF a je srovnatelný se zbytkem EU. Srovnatelná cena zemědělské půdy je v sousedním Polsku (cca 3000 €/ha), oproti tomu úřední cena zemědělské půdy na Slovensku stoupla na cca 10 000 €/ha (MZEM 2011).

Tab. 7: Vývoj ceny zemědělské půdy dle různých zdrojů [Kč/ha] (MZEM c2011)

<b>zdroj dat</b>	<b>2003</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>
ČSÚ	48 481	48 279	46 806	51 848	59 257	59 471	61 849
ÚZEI (odhadci)	na	na	na	na	63 800	77 800	
ÚZEI (obch. smlouvy)	na	na	na	na	73 900	92 800	96 512
pozemkový fond	41 651	38 066	40 032	41 443	51 498	53 687	59 900
pozemkový fond: orná půda	51 787	46 684	49 697	48 640	61 764	55 699	73 100
pozemkový fond: TTP	19 717	21 108	22 305	22 535	34 541	45 200	34 460
PGRLF	na	43 504	42 693	52 741	46 851	69 938	95 265

Pro správnou ochranu zemědělské půdy je klíčovou otázkou hodnocení půd. V metodické části práce využívám „Systém komplexního hodnocení půd“ a v poslední části rešerše se budu věnovat ekosystémovým resp. ekologickým přístupům v hodnocení půd. Ekologické hodnocení půd zahrnuje syntézu fyzikálních, chemických a biologických parametrů půd (Breure et al. 2005). V Německu došlo k vývoji systému ekologického systému hodnocení, který vychází z určení typových společenství půdy na základě klimatických faktorů, využití půdy a půdních charakteristik. Pilotní studie této klasifikace



byla provedena v Badensku – Württembersku a byly vybrány typové plošky pod různým stupněm antropického ovlivnění. Autoři (Ruf et al. 2003) vyčlenili různé skupiny půdních organismů na různých stanovištích. Nepřesné je určení hranic zastoupení jednotlivých čeledí. Půdní ekosystémy představují unikátní jednotky s vlastním vývojem a díky tomu se při jakékoliv klasifikaci dopouštíme generalizace. Z hlediska klasifikace půd dle edafonu se jako hlavní půdní charakteristiky ukázaly půdní reakce a poměr C:N (Ruf et al. 2003). Zahrnutí znalostí o edafonu musí být součástí hodnocení půd, ale překážkou je nedostatek informací o fungování systému půdy. V Nizozemsku rozdělili využití půdy do skupin: rezidenční a intenzivně využívané zelené plochy, extenzivně využívané zelené plochy, zastavěné a dlážděné plochy, zemědělské a přírodě blízké plochy. Byly stanoveny ekotoxikologické meze pro tyto skupiny (Römbke et al. 2005). Součástí hodnocení a ochrany půdy v Nizozemsku je princip trvalého využití, který souvisí také s činností edafonu. Výstupem tohoto hodnocení je biologický ukazatel kvality půdy. Pro půdy různých vlastností byly určeny klíčové druhy a poté se srovnává aktuální zastoupení klíčových druhů se vzory. Jednotlivé skupiny druhů jsou charakterizovány biomasou, taxonomickou diverzitou nebo na základě prvkového složení (Breure et al. 2005). V prostoru především střední Evropy byl uveden společný projekt SRN, České republiky, Slovenska, Maďarska a Ruska, který měl za cíl začlenění indikátorů půdních organismů do hodnocení kvality půd (Filip 2002). Byly vybrány tyto parametry: biomasa bakterií fixujících vzdušný dusík, celková mikrobiální biomasa, půdní respirace (uvolnění CO<sub>2</sub>), aktivita dihydrogenasy a intenzita humifikace. V rámci tohoto výzkumu byl také zkoumán vliv kontaminace olovem na hodnoty vybraných parametrů. Závěry studie opět potvrzují nutnost dalšího výzkumu v oblasti metodického postupu a správných mezních hodnot při hodnocení půdních organismů. Současný směr hodnocení půd se posunul směrem od důrazu na produkční schopnost k hodnocení všech funkcí půdy v krajině. Půdy jsou také stále častěji vnímány jako určité bohatství, které je třeba chránit, důvodem je i to, že půda je jakožto prostředí ještě relativně neprozkoumána, stejně jako společenstva, která v ní žijí.

## 4. METODIKA PRÁCE

Tato část práce se zabývá datovými zdroji práce a metodami jejich zpracování. Datové zdroje využité v práci jsou 2 základních druhů: data o rozloze zástavby, resp. krajinném pokryvu a data o půdním krytu. Všechna data o krajinném pokryvu byla získána za několik časových období a primární zdroj dat o půdním pokryvu představuje Komplexní průzkum zemědělských půd. Data byla zpracována v prostředí programů ArcGIS, JanitorGIS, R a zapůjčena pro potřeby práce následujícími institucemi: VÚKOZ, Národní archiv v Praze, agentura CENIA a katedra kartografie a geoinformatiky Přírodovědecké fakulty UK.

### 4.1. Datové podklady práce

Z hlediska rozlohy zástavby v zájmovém území práce jsou využity 2 prameny dat: data o využití území (land-use) a data o krajinném pokryvu (land cover). Hned v úvodu metodické části je třeba připomenout rozdíl mezi krajinným pokryvem a využitím krajiny (Comber, Fisher a Wadsworth 2005, Guth a Kučera 1997). Krajinný pokryv by měl odrážet současný stav krajiny a jeho kategorie jsou vymezeny na základě vizuální interpretace podkladů (mapy, letecké a satelitní snímky). Využití krajiny představuje oproti tomu úřední kategorii v katastru. Díky administrativní práci jsou data využití území časově zpožděná a nemusí odpovídat současnému stavu (např. fenomén „nové divočiny“ na opuštěné zemědělské půdě Lipský 2007, Kowarik a Körner 2005). Data o krajině byla získána za určitá průřezová období a jsou seřazena v Tab. 8. Historické mapy představují svým rozsahem cenné prameny v krajině ekologických studiích, které se věnují vývoji určitého území, např. Lipský in *Krajina 2002*, Haase et al. 2007.

Tab . 8: Zdroje dat o krajinném pokryvu a využití krajiny (viz zdroje v textu)

<b>Zdroj</b>	<b>rok pořízení</b>	<b>Měřítko</b>
Stabilní katastr: indikační skici	1826 - 1843	1:2880
III. vojenské mapování: topografické sekce	1877-1880	1:25 000
Letecký snímek 50. léta	1953-54	X
Současné ortofoto (ČÚZK)	2008 – 2010	X

Časově nejnáročnější fází zpracování dat krajinného pokryvu, resp. rozlohy zástavby, byla vektorizace všech podkladů. Při vektorizaci byly podklady zobrazeny v měřítku alespoň 1:2000, novější podklady v ještě podrobnějším (1:1000, 1:1500). Zástavba byla na všech podkladech dobře patrná, na současném ortofotu působila problémy rozptýlená rekreační zástavba. Výsledkem vektorizace jsou 4 vektorové vrstvy za průřezová období podle zdrojů dat o krajinném pokryvu.

### **Stabilní katastr**

Stabilní katastr představuje pro potřeby práce výchozí bod hodnocení dalšího vývoje. Je třeba si hned na počátku uvědomit, že i přestože má tento zdroj svoje výhody (viz dále), je nutné pracovat i s omezeními a nedostatky. Katastr byl primárně vytvořen pro určení daní a již vysoký objem žádostí o přeřazení pozemku během následných reambulací je dokladem nesrovnalostí (Brůna, Křováková a Nedbal 2005). Součástí mapového aparátu Stabilního katastru jsou originály map, povinné císařské otisky a indikační skici. Indikační skici sloužily jako kontrolní terénní mapy při následném šetření a byly vytvořeny v období 1840 - 1843.

Prvním problémem při srovnání dat z Tab. 1 je, že Stabilní katastr představuje data o využití území a jejich srovnání s následnými daty krajinného pokryvu může být problematické. Větší problém by ale nastal při hodnocení např. porostních formací lesa, ale tato práce se zabývá zastavěnými plochami. Pro tyto účely předpokládám, že plochy zástavby jsou na otiscích Stabilního katastru vymezeny dostatečně. Co se týče charakteru

zástavby ten na mapách Stablního katastru poznat nelze, jedinou informací je rozdělení staveb na dřevěné a zděné (Laboratoř geoinformatiky UJEP c2001-2010).

Krajinný pokryv byl převeden do digitální podoby v prostředí programu ArcGIS (ver.10). Vektorizace probíhala pomocí nástrojového panelu „Editor“ v tomtéž programu. Proces vektorizace spočívá ve vytvoření nové vlastní vektorové, resp. polygonové, vrstvy nad podkladovými daty rastrového formátu (letecké snímky, oskenované mapy atd.). Hodnocením změn krajinného pokryvu na základě historických mapových podkladů se zabývá řada studií a příspěvků, např. Brůna a Křováková (2005), Lipský, Uhlířová In *Krajina 2002: od poznání k integraci*), Brůna, Křováková a Nedbal (2005). Zpracování dat Stablního katastru zahrnuje 3 hlavní části: georeferenci podkladů, vektorizaci a následnou interpretaci dat. Georeference Stablního katastru je proces začlenění dat do souřadného systému (Štych et al. 2008). Při georeferenci se používá několik metod. Časté je použití metody vlíčovacích bodů. Pro ty je důležité mít vhodnou podkladovou mapu v souřadném systému (současnou katastrální mapu, Základní mapu ČR), která by měla být ve stejném nebo vyšším měřítku jako vrstva georeferencovaná, tj. Stablní katastr (Brůna, Křováková, Nedbal 2005). Jako vlíčovací body na starých mapových podkladech volíme např. budovy kostelů, křižovatky větších cest, hráze rybníků (Uhlířová 2002). Další možností je využít kladu listů a souřadnic rohů mapových listů v softwaru Topol, který byl vytvořen pro práci s katastrálními mapami (Brůna, Křováková, Nedbal 2005). Procesem georeference i možností kartografické interpretace starých mapových podkladů se zabýval výzkumný projekt 205/04/0888 GA ČR (GAČR 2004). Ve svojí práci jsem georeferencoval podklad indikačních skic metodou vlíčovacích bodů. Oproti povinným otiskům a originálům Stablního katastru jsou indikační skici při georeferenci méně přesné kvůli spojům mezi jednotlivými listy. Pro větší soubory katastrů, které představují řádově cca 100 otisků Stablního katastru, představují dostačující a hlavně dostupnou alternativu. Jako vlíčovací body sloužily historické i současné katastrální hranice, které kopírují cestní síť. Využil jsem také hlavních cest a částečně hydrologické sítě. Výsledná střední kvadratická chyba georeference nebyla úplně optimální, pohybovala se ve většině katastrů do 10 m (viz Tab. 9).

Tab. 9: Hodnocení georeferencování indikačních skic pomocí střední kvadratické chyby (vlastní zpracování)

NÁZEV	RMS [m]	NÁZEV	RMS [m]
Bašť	8,993	Nučice u Rudné	3,968
Buštěhrad	10,760	Osnice	15,542
Čestlice	12,054	Pacov u Říčan	20,031
Doní Jirčany	6,453	Řeporyje	8,295
Dubeč	4,940	Točná	8,653
Hostouň u Prahy	9,967	Trněný Újezd	10,626
Choteč u Prahy	9,067	Tuchoměřice	5,748
Jesenice	12,514	Tursko	7,237
Letňany	10,189	Újezd nad Lesy	2,604
Lipence	14,446	Veleň	13,368
Lobeček	14,275	Zeleneč	2,320

Problematický z tohoto hlediska byl katastr Lipence, který vznikl sloučením 3 původních katastrů dále katastr Pacov, který se nachází v zázemí Říčan a jeho hranice se v poslední době měnily. Z tohoto důvodu není účelné provést v celkovém hodnocení překryv ploch zástavby do jediné mapy a jednotlivá průřezová období byla hodnocena odděleně.

Proces vektorizace je časově nejnáročnější částí při zpracování starých mapových podkladů. Automatická vektorizace nelze v případě historických podkladů využít z důvodu různých odstínů barev v rámci jednoho katastru i katastrů mezi sebou (Brůna, Křováková, Nedbal 2005). Závěrečnou fází je interpretace Stablního katastru. Také tomuto problému se věnovali v rámci výzkumného záměru v Laboratoři geoinformatiky University Jana E. Purkyněho v Ústí (Dostupné z: <http://oldmaps.geolab.cz/> c2001-2010). Vznikl tzv. interpretační klíč, který slouží k převodu využití ploch Stablního katastru do současných kategorií. Při zpracování původní legendy Stablního katastru byly vymezeny tyto

kategorie: lesy, pastviny, louky, orná půda, zahrady, stavby a budovy, jiné plochy a komunikace (viz Tab. 10). Stabilní katastr byl ještě dále reambulován a doplňován, ale tyto změny jsou u jednotlivých katastrů často obtížně datovatelné. Povinné otisky představují svým rozsahem, podrobností i úplností výjimečný zdroj o celé krajině v polovině 19. stol. Využití těchto dat se nabízí nejen v hodnocení využití krajiny, ale také ve studiích zaměřené na hodnocení struktury krajiny nebo krajinného rázu (Brůna, Křováková, Nedbal 2005). Pro potřeby práce byla vektorizována zástavba, zděná i dřevěná. Dopravní síť vektorizována nebyla, svým charakterem nepředstavovala nevratnou degradaci půd.

Tab. 10: Kategorie využití ploch vymezené na základě původní legendy Stabilního katastru (Laboratoř geoinformatiky UJEP c2001-2010).

Kategorie	Barva	Doplňující informace
Lesy	tmavě šedá	druh a stáří porostu
Louky	jasně zelená	výskyt jednotlivých stromů, keřů
Pastviny	tmavě zelená	výskyt jednotlivých stromů, keřů
orná půda	světle okrová	
Zahrady	sytě zelená	
Stavby, budovy	červená/žlutá	zděné/dřevěné
Jiné plochy („OED“)	bílá	
Komunikace	hnědá barva	

### **Toposekce III. vojenského mapování**

Třetí vojenské mapování probíhalo v Čechách v letech 1877 – 1880 a jako základ topografických a generelních map se udrželo až do 50. let 20. století (Kuchař 1958). Vývojem prošlo vyjádření výškopisu, kromě šraf se na mapách 3. vojenského mapování využívají kótované body a vrstevnice. Topografické sekce byly vydány v barevné podobě v měřítku 1:25 000. Některé reprodukce toposekcí mají nízkou kvalitu. Nevyužívanějším výstupem tohoto vojenského mapování byly mapy speciální a generální v měřítkách

1:75 000 a 1:200 000. Tyto mapy byly na rozdíl od toposekcí aktualizovány a doplňovány a tvoří ucelené mapové dílo pokrývající celou ČR.

V práci jsou využity toposekce vojenského mapování. List zahrnující centrum Prahy je dostupný pouze v černobílé podobě v horší kvalitě. Všechny toposekce jsou dnes naskenované a georeferencované. Jejich využití je tedy bez problémů. Rozlišení zástavby je dobré, především díky červené a černé barvě. Některé kopie jsou méně kvalitní.

### **Letecké snímky z 50. let**

Dalšími podklady pro zachycení vývoje zástavby v zájmovém území práce byly letecké snímky Vojenského geografického ústavu v Dobrušce. Letecké snímkování započalo v Československu už v roce 1935, ale následně bylo přerušeno 2. světovou válkou. Po válce byl projekt obnoven a snímkování proběhlo v letech 1947 – 1956. Pomocí metod fotogrammetrie byla vypracována nová topografická mapa ČSR 1:25 000 (Stehlík 2004, Skoupý et al. 1958). Formát snímku byl 18 x 18 cm, směr pořizování řad snímků od západu k východu. Boční překryv v řadě byl 60 %, mezi řadami 30 %. Snímky byly získány z výšky 3800 – 5500 m, což odpovídá rozpětí měřítek 1:18 000 až 1:26 000. Rozloha 1 stereo dvojice snímků byla v rozmezí 2,5 – 4,5 km<sup>2</sup>. Pro pořízení snímků bylo zvoleno období červen – září v odpoledních hodinách z důvodu vysoké barevnosti terénu, dostatku světla a kratších stínů. Objevily se problémy s nevhodnou meteorologickou situací, a proto byly některé snímky fotografovány na jaře, resp. na podzim. Jejich kvalita je proto nižší (Skoupý et al. 1958).

Snímky byly georeferencovány metodou vlícovacích bodů. Georeferencovalo se do podkladu s triangulačními body. Do tohoto podkladu se pak zakreslovala klasifikace leteckých snímků. Postup byl tedy stejný jako při současné metodě vlícovacích bodů v GIS, ale prováděl se s reálnými snímky. Určily se 4 body na jednu stereo dvojici snímků, dále doplněny středovým bodem. Vlícovací body byly potvrzeny terénním průzkumem. Přesnost vlícovacích bodů musela na snímcích dosahovat  $\pm 0,3$  mm.

Klasifikace tříd krajinného pokryvu byla časově náročnou fází zpracování snímků do kartografické předlohy topografické mapy ČSR. Při rozlišování povrchů je rozlišitelnost zástavby dostatečná, problematické je rozlišení např. trvalých travních porostů a orné











půdy, což je pro potřeby práce irelevantní. Obdobně jako v případě současného ortofota působily při vektorizaci největší problémy rekreační oblasti, kde byla zástavba velmi rozptýlená a snímky často příliš tmavé. Dalším problémem při vektorizaci byla infrastruktura. Kompletně nepropustné asfaltové povrchy byly v 50. letech pouze na hlavních dopravních tazích. Přesto byly zvektorizovány také širší a častěji užívané zpevněné vysypané cesty. Změna podmínek a vliv na půdní pokryv se na takových komunikacích blíží k současné infrastruktuře např. z hlediska termického režimu, přeměny struktury a zhutnění. Přesto je zde rozdíl především v ovlivnění infiltrace a povrchového odtoku.

### **Současné ortofoto**

Současný krajinný pokryv je analyzován na základě ortofota. V současné nabídce jsou využitelné 2 zdroje: firma Geodis a ČÚZK. Původní rozlišení ortofota firmy Geodis bylo 1 px = 50 cm, po aktualizaci 2004 – 2006 došlo ke zvýšení rozlišení na úroveň, kdy 1 px odpovídá cca 20 cm povrchu (GEODIS 2009-2010) a umožňuje přiblížení na měřítko 1:1000. Ortofota ČÚZK mají do roku 2008 rozlišení 1 px = 50 cm a v novější verzi 1 px odpovídá 25 cm (ČÚZK c2010). Vzhledem k tomu, že na Portálu veřejné správy jsou dostupná data Geodis v rozlišení 1 px = 50 cm odpovídají období před aktualizací 2004 – 2006, u ortofota ČÚZK je jasná datace 2008 (sektor západ) a 2010 (sektor střed). Rozlišení se liší 25 cm/px resp. 50 cm/px, srovnání těchto 2 ortofot, které se liší velikostí pixelu, nebude vzhledem ke kvalitě předchozích podkladů krajinného pokryvu problematické. Vektorizace krajinného pokryvu proběhla pomocí nástroje „Editor“ v ArcGISu. Při vektorizaci byly vymezeny celky zástavby, které svým zastoupením nepropustných zastavěných povrchů odpovídají typům v Tab. 11. Nejvíce nepropustných ploch obsahuje infrastruktura a velké komerční nebo průmyslové areály. Dalším markantním rozdílem je řádově vyšší podíl nepropustných povrchů u silniční infrastruktury než u železniční.



Tab. 11: Rozdělení zástavby dle charakteru a podílu nepropustných ploch (Nuissl et al. 2009).

Charakter zástavby	Příklad	Struktura zástavby	Průměrný podíl nepropustných ploch [%]
Kompaktní vícepodlažní obytné čtvrti			60 - 80
Jednotlivé nebo řadové obytné domy			60 - 80
Panelová sídliště			40 - 60
Dopravní infrastruktura (silniční i železniční)			železnice: 20 - 40 % silnice: 80 - 100 %
Komerční a průmyslová zástavba			80 - 100 %

### **Systém komplexního hodnocení půd**

Základním zdrojem pro hodnocení půdního krytu v ČR je Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPZP), který proběhl na zemědělském půdním fondu v letech 1961-1968 (Němeček 1967). Tento průzkum představuje základní zdroj informací o půdním krytu zemědělského půdního fondu, ale i v tomto podkladu se vyskytují nepřesnosti. Komplexní průzkum je omezen na zemědělské půdy. Proto jsem jako doplňkový zdroj využil půdních map 1:50 000 z projektu České geologické služby, které jsou dostupné na

geoportálu veřejné správy. Více o metodice KPZP viz práce Němeček 1967. Na KPZP navazovalo hodnocení bonity půdy pomocí tzv. bonitovaně-půdně ekologických jednotek. Vrstva těchto jednotek je dostupná ve vektorové podobě a byla základním zdrojem o půdách v zájmovém území práce. Jednotky BPEJ jsou charakterizovány 5-ti místným kódem, jenž vyjadřuje hlavní půdní jednotku, sklonitost/expozici a hloubku/skeletovitost půdy (Mašát 2001, Němec 2002). V práci je využito označení hlavní půdní jednotky na druhém a třetím místě kódu BPEJ.

Hodnocení půd z dostupných kvalitativních i kvantitativních dat je spojeno s nepřesnostmi. Při tomto procesu byly převedeny bodové hodnoty parametrů do prostoru a prakticky nemůžeme vystihnout vnitřní heterogenitu hodnocených jednotek. Při současném hodnocení půd se vychází z ekosystémového pojetí. Dále uvedený postup hodnocení půd je převzat z doprovodné zprávy k „Systému komplexního hodnocení půd“ (Janderková, AOPK ČR 1999-2000).

#### **Navrhovaný postup komplexního hodnocení půd:**

1. stanovení jednotek hodnocení půd
2. definování funkčních potenciálů půd – produkčního a ekologického
3. výběr kritérií relevantních pro hodnocení funkčních potenciálů (funkční kritéria) a jejich bodové hodnocení na škále I - V (nejlepší)
4. součet bodových hodnot funkčních kritérií a kategorizace získaných hodnot do pětistupňového hodnocení přirozených funkčních potenciálů půd - tabelární zpracování přirozených funkčních potenciálů pro hodnocené půdní jednotky
5. stanovení faktorů ovlivňujících (kladně nebo záporně) hodnotu přirozeného funkčního potenciálu podle stanovištních podmínek a antropického vlivu a přidělení koeficientů významnosti těmto faktorům
6. výpočet reálného funkčního potenciálu vynásobením hodnot přirozeného funkčního potenciálu půd koeficienty významnosti (vlivy klimatu, textury, sklonitosti, využití a vlivy antropické)

Konečným výstupem systematického komplexního hodnocení je reálný funkční potenciál půd. Skládá se z produkčního a ekologického potenciálu. Produkční potenciál je řešen na základě BPEJ a bodového hodnocení a nebude dále rozváděn. Dále viz Mašát 2001, Němec 2002. Všechny hlavní půdní jednotky systému BPEJ byly stejně jako ostatní funkční kritéria rozřazena do kategorií potenciálu I – V.

Ekologický potenciál je souhrnnou charakteristikou, která shrnuje 7 funkčních kritérií: pufrovitost, odolnost vůči erozi (vodní i větrné), odolnost vůči kontaminaci, vodní režim, strukturu půdy a kvalitu humusu. Hodnota funkčních kritérií může být získána dvěma způsoby: na základě laboratorních rozborů konkrétních vzorků nebo na základě kódu hlavní půdní jednotky. Pro potřeby práce jsem využil vyjádření ekologického potenciálu pomocí kódu hlavní půdní jednotky. Hodnota dílčích funkčních kritérií byla opět vyjádřena na 5 – ti bodové škále. Pufrční schopnost je vyjádřena stupněm nasycení sorpčního komplexu (V) a výměnnou sorpční kapacitou (T). Pufrace je v městském prostředí velmi významný stabilizační proces z hlediska odolnosti půdy ke kontaminaci, protože základním faktem půdy v příměstském (městském) prostředí je znečištění (Vrščaj et al. 2008, Gaffield et al. 2003, de Kimpe a Morel 2000). Vliv plošné zástavby na hydrologický cyklus a tím i vodní režim půd v suburbánní zóně je probírán především z hlediska zrychleného odtoku z povodí (Scalenghe a Marsan 2009, Burns et al. 2005, Haase 2009). Ve studii ze státu New York bylo potvrzeno zkrácení doby dotoku od bouřkové srážky po závěrový profil povodí v závislosti na podílu zastavěných ploch v povodí. Rozdíly intenzivně zastavěným a relativně přírodním povodím byly méně patrné během srážkově bohatého období roku (Burns et al. 2005). Rozlišení pufrovitosti probíhá na úrovni hlavních půdních forem, tj. doplnění hlavních půdních jednotek o údaje o substrátu a zrnitostním složení (genetický půdní představitel). Obecně lze shrnout, že pufrovitost vychází z podílu jílovité frakce, resp. fyzikálního jílu, roztažitelnost krystalové mřížky jílových minerálů, obsah a složení organických látek, obsah karbonátů v substrátu a půdě, stupeň nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty. Dalším hodnoceným funkčním kritériem je odolnost vůči intoxikaci. Ta je hodnocena na základě pozadřových hodnot a především na základě charakteru hlavní půdní jednotky a její pufrční

schopnosti. Zvýšená pozadřová kontaminace může být způsobena vlastnostmi podloží nebo antropogenní činností. Souvislost vyššího obsahu rizikových prvků v půdě se zvýšenou rozlohou nepropustných povrchů je zmíněna v několika studiích, např. Aeolion, Shaw a Wahl (1997), Gaffield et al. (2003). Dalším parametrem je zranitelnost před větrnou erozí. Větrná eroze je ovlivněna meteorologickými charakteristikami, vlastnostmi půdy a také aktuální vlhkostí půdy. Souhrnně zranitelnost k větrné erozi ovlivňuje textura (písčité půdy jsou náchylnější), struktura, aktuální vlhkost, směr a síla větru. Hodnocení náchylnosti k větrné erozi je opět provedeno na 5 – ti stupňové škále, kdy I. je výrazná a V. zanedbatelná zranitelnost.

Z hlediska ohrožení erozí je v podmínkách České republiky hlavním činitelem vodní eroze (Zachar 1960). Výpočet potenciální erodovatelnosti pro hodnocení vychází z K faktoru z univerzální rovnice USLE (Wishmeyer a Smith 1978). Podle dalších poznatků o erozní náchylnosti jednotlivých půdních typů, je významná také infiltrační schopnost půdy. Proto se hodnocení propustnosti půd sčítá s body za K faktor z univerzální rovnice. Souhrnné hodnocení je ve zprávě uvedeno pro jednotlivé hlavní půdní jednotky a celkový výsledek byl ještě násoben kategorií sklonitosti území.

Dalším funkčním kritériem je vodní režim půd. Tato veličina byla pro potřeby komplexního hodnocení zúžena na infiltrační vlastnosti a retenční kapacitu půd. K tomuto kroku došlo kvůli špatné dostupnosti dat. Infiltrace do půdy je silně ovlivněna momentální nasyceností půdního profilu. Pro účely hodnocení autoři vycházeli ze zrnitostního složení půdy a klimatických faktorů. Klimatické regiony byly seskupeny podle teplot a srážkových úhrnů. Cílovým půdním jednotkám pak byly na základě textury a klimatu přiřazeny vodní režimy: nepromyvný, periodicky promyvný, promyvný, výparný a závlahový.

Předposledním funkčním kritériem je struktura a strukturotvornost půd. Pro strukturu půd je určující několik faktorů: obsah a kvalita organiky, minerální složení půdy a biologická aktivita edafonu. Strukturu ohrožuje acidifikace a zhutnění půd. Vycházet z údajů KPZP o struktuře není možné z důvodu vysoké subjektivity, lepší zdroj představují některé fyzikální a chemické vlastnosti, které se strukturou souvisí (pórovitost, pH, zrnitost, skeletovitost, sorpční kapacita atd.). Na základě těchto vlastností bylo hlavním půdním jednotkám přiřazeno bodové hodnocení strukturotvornosti.

Posledním funkčním kritériem použitým při hodnocení celkového ekologického potenciálu je obsah, kvalita a možné úbytky organické hmoty. Kritérium částečně souvisí s předchozími kritérii, protože obsah a kvalita organické hmoty má určující vliv na strukturu, pufraci i sorpční kapacitu půdy. Množství organiky je ovlivněno vodním režimem, činností edafonu, nasyceností sorpčního komplexu dvojmocnými kationty. Množství organiky není přímo úměrné úrodnosti půdy, naopak nejúrodnější půdy mají relativně nízký obsah organiky ve srovnání s půdami hydromorfními. Kvalita humusu je pro potřeby komplexního hodnocení vyjádřena poměrem huminových kyselin k fulvokyselinám a poměrem C/N v ornici. Kvalitě humusu byla přiřazena nejvyšší váha. Dále byl v rámci metodiky rozlišen posun v kvalitě a množství humusu způsobený v jednotlivých HPJ vodní, větrnou erozí a odvodněním.

V rámci doprovodné zprávy ke komplexnímu hodnocení je část věnovaná ostatním půdám, které jsou vymezeny na základě využití „ostatní plocha“ v katastrální evidenci. Tato skupina je díky vymezení velmi různorodá. Z hlediska funkčního potenciálu je pro tyto půdy rozhodující ekologický potenciál.

Posledním krokem v komplexním hodnocení je vyčíslení reálného funkčního potenciálu. Přirozený funkční potenciál je ideálním stavem, který je ovlivněn řadou faktorů. Přirozený potenciál je snížen tzv. redukčním faktorem. Faktor zahrnuje vlastnosti stanoviště (svažitost, skeletovitost, hloubka), způsob využití pozemku a další antropické ovlivnění (atmosférická depozice, těžba). Redukční koeficienty mohou být i vyšší než 1, tím pádem dochází ke zvýšení reálného potenciálu, např. u luk a pastvin, vodních ploch. Nejnižší koeficient mají strže, u zástavby se nepočítá s vývojem půdního krytu.

Redukce na základě stanovištních podmínek zahrnuje doprovodné faktory, které jsou součástí výpočtu kódu BPEJ: klima, svažitost a skeletovitost. Reliéf, potažmo svažitost je zásadní pro možnosti obdělávání i pro intenzitu eroze na pozemku. Redukční faktory jsou syntézou geomorfologického členění svahů (Demek 1983) a technických možností obdělávání. Štěrkovitost je z hlediska agronomického negativní vlastností, která zhoršuje sorpci a zvyšuje náklady při obdělávání půdy. Naopak ale zlepšuje některé fyzikální vlastnosti půdy jako provzdušněnost, záhřevnost atd. Z těchto důvodů jsou v systému komplexního hodnocení redukční koeficienty nižší než u bonitačně ekologických jednotek.

Vliv klimatu jako stanovištního faktoru je určen na základě srážkových úhrnů a teplot. Oproti klimatické klasifikaci byly sloučeny do 5 tříd. Pro rozvoj půdních vlastností jsou nejprůzračnější teplé podmínky v sušším klimatu. Zde dochází k dostatečné mineralizaci, humusový horizont je velmi mocný a promývání není intenzivní. Humusový horizont je příznivý pro rozvoj edafonu, který zpětně podporuje strukturotvornost půdy. Pro potřeby práce jsem do redukčního faktoru zahrnul vliv klimatu, textury a sklonitosti. Celkový funkční potenciál půd je vyjádřen bodovým hodnocením a rozřazen do 5 stupňů (viz Tab. 12).

Tab. 12: Stupně hodnocení celkového potenciálu dle komplexního hodnocení půd

Stupeň	Interval (%)	Potenciál
1	do 30	zanedbatelný
2	31 - 45	nízký
3	46 - 55	průměrný
4	56 - 70	vysoký
5	nad 70	mimořádný

Metodika „Systematického komplexního hodnocení půd“ se také věnuje lesním půdám, které však pro zájmové území práce nejsou určující, a proto se jim zde nevěnuji.

## 4.2. Ovlivnění půd rozvojem zástavby

Vybrané metriky jsou shrnuty (viz Tab. 13). Metriky hodnotí matici, uspořádání plošek zástavby, jejich tvar, velikost, diverzitu půdního pokryvu a také socioekonomický aspekt. Nejprve se budu věnovat metrikám hodnotícím plošky zástavby.

Tab. 13: Metriky hodnotící rozvoj zástavby v území

Hodnocení zástavby	Hodnocení půdního pokryvu - matrice
Podíl plochy zástavby	Poréznost (hustota plošek zástavby)
Délka okrajů	Počet subtypů
Izolovanost - index roztržitosti	Shannonův index diverzity
Podíl nepropustných povrchů	Kvadratická entropie
Index tvaru	<b>Socioekonomické ukazatele</b>
Fraktální dimenze	Vzdálenost od centra
Bonita zastavěné půdy	Vzdálenost od dálnice
	Počet obyvatel

Zastavěné plochy představují úplnou degradaci půdy a především v suburbánních oblastech představují problém v hospodaření s půdou (viz část rešerše). Část ukazatelů vychází z rozlohy zastavěného území, pracují ale také s rozmístěním a druhem zástavby. Základním ukazatelem je podíl zastavěných ploch na celkové rozloze katastru.

Některé ukazatele kombinují vývoj rozlohy zástavby se socioekonomickými charakteristikami. Ve výzkumech vývoje urban sprawlu a zástavby v okolí měst se objevuje využití podílu změny počtu obyvatel a změny rozlohy zástavby (Askhenazi et al 2008). V tzv. indexu roztržitosti se využívá se vzdálenosti mezi jednotlivými celky zástavby (Alberti a Torrens 2000). Souřadnice výsledného centroidu jsou vážena podle počtu residenčních jednotek nebo rozlohy jednotlivých celků, index je poté součtem vzdáleností všech celků zástavby k centroidu výslednému. Uspořádání zástavby v rámci katastru hodnotí např. výpočet průměrné vzdálenosti nejbližších sousedů v programu ArcGIS. Zástavba tvoří buď uspořádání pravidelné, náhodné nebo ve shlucích. Předpoklad

pro katastry pražského zázemí je, že původní sídelní zástavba byla spíše ve shlucích, zatímco současný vývoj je buď rozptýlený anebo náhodný. Význam vzdálenosti nejbližších sousedů, plošek zástavby, je také v tom, že ukazují, v jakých vzdálenostech došlo k rozvoji zástavby. Očekávám, že průměrná vzdálenost nejbližšího souseda bude narůstat. Při výpočtu tohoto parametru byly brány do úvahy všechny plošky zástavby mimo infrastruktury.

Vzhledem k vlivu, který mají zastavěné plochy na okolní prostředí (viz část rešerše), je dalším ukazatelem délka hranic a hustota plošek zástavby na území katastru (Gardner a Turner 1990). Tento ukazatel spadá do kategorie krajinně ekologických metrik. Práce využívá krajinných metrik pro vyjádření ovlivnění půdní matrice rozšiřující se zástavbou. V krajinné ekologii je matrice definována na základě 3 předpokladů: maximální relativní zastoupení, největší spojitost a určující vliv na dynamiku krajiny jako celku (Forman a Godron 1993). V případě půdního pokryvu je problém s vymezením hranic jednotek, jak již bylo uvedeno, půda je kontinuum a používán je i pojem pedoplasma (Hole 1978). Pod pojem matrice shrneme tedy půdní pokryv bez vodních ploch a míst bez vyvinutého profilu. Podle výčtu funkcí půdy lze tvrdit, že na lokální úrovni představuje půda jakousi matici fungování energo – materiálových toků. Stupeň ovlivnění u půdní matrice ukazuje poréznost. Poréznost je definována jako hustota plošek v určité matici (Forman a Godron 1993), přitom spojitost může zůstat stejná. Při výpočtu poréznosti byly brány do úvahy všechny plošky zástavby kromě infrastruktury. Předpoklad je, že výrazná poréznost půdní matrice, způsobená zástavbou, ovlivňuje výrazně funkce půdního pokryvu. V tomto případě lze mluvit i o fragmentaci půdního prostředí, přestože zástavba neznamenaá úplnou neprostupnost prostředí. Podle Formana a Godrona (1993) je účelné přidat do definice poréznosti také velikost plošek a počítat ji ve velikostních kategoriích. Hodnocení půdního pokryvu se neomezuje pouze na kvantifikaci zastavěných ploch, ale také na určení jejich kvality. Kvalita půd překrytých zástavbou je určena na základě bodů „Systému komplexního hodnocení“ (viz část Datové podklady práce). Každý katastr je hodnocen v určitém období hodnotou váženého průměru kvality půd zastavěných ploch (3). Jako váha je použita rozloha zastavěné plochy. Cílem ukazatele je zachytit vývoj kvality půd na zastavěných plochách.



$$(3) \quad B_c = \frac{\sum_{i=1}^n (b_i \times a_i) + \dots + (b_n \times a_n)}{A_c}, \text{ kde } b_i \text{ je bonita p\u016fdy pod zastav\u011bnou}$$

plochou velikosti  $a_i$ . Celková bonita zastav\u011bn\u00e9 p\u016fdy katastru je  $B_c$ , jeho celkov\u00e1 rozloha je  $A_c$ .

Dal\u0161\u00ed skupinou charakteristik je hodnocen\u00ed diverzity p\u016fdn\u00edho pokryvu katastr\u016f na \u00falovni subtyp\u016f. Prost\u00fd po\u010et plo\u0161ek jednoho p\u016fdn\u00edho subtypu vyjad\u0159uje z\u00e1kladn\u00ed ukazatel charakterizuj\u00edc\u00ed diverzitu a bohatost (ang. richness) p\u016fdn\u00edho pokryvu (nap\u0159. Minasny a McBratney 2007a,b, Saldana a Ibanez 2007). Hodnocen\u00ed diverzity je pot\u011b zalo\u017eno na stanoven\u00ed taxonomick\u00e9 vzd\u00e1lenosti a hodnocen\u00ed diverzity na z\u00e1klad\u011b plo\u0161n\u00e9ho zastoupen\u00ed a odli\u0161nost\u00ed mezi subtypy (Minasny a McBratney 2007a,b). Postup zji\u0161t\u011bn\u00ed pedodiverzity v ur\u010dit\u00e9m \u00falzem\u00ed, katastru, je n\u00e1sleduj\u00edc\u00ed:

- ur\u010den\u00ed rozhodovac\u00edch pravidel pro ur\u010den\u00ed taxonomick\u00e9 vzd\u00e1lenosti
- p\u0159\u00edprava matice taxonomick\u00e9 vzd\u00e1lenosti pro v\u0161echny p\u016fdn\u00ed subtypy v z\u00e1jmov\u00e9m \u00falzem\u00ed
- p\u0159\u00edprava vrstev z\u00e1stavby, kter\u00e9 jsou postupn\u011b ode\u010eteny od p\u016fdn\u00edho pokryvu
- v\u00fdpo\u010et n\u011bkter\u00e9 metriky diverzity za jednotliv\u00e9 katastry s vyu\u017et\u00edm nejen plo\u0161n\u00e9ho zastoupen\u00ed subtypu, ale tak\u011b taxonomick\u00e9 odli\u0161nosti od okoln\u00edch p\u016fdn\u00edch subtyp\u016f: nap\u0159. kvadratick\u00e1 entropie nebo taxonomick\u00e1 odli\u0161nost.

Vyu\u017et\u00ed z\u00e1kladn\u00edch pravidel v P\u0159\u00edloze 1, jejich hodnocen\u00ed ukazuje na p\u0159\u00edtomnost nebo nep\u0159\u00edtomnost ur\u010dit\u00e9ho znaku nebo vlastnosti v p\u016fdn\u00edm subtypu. V\u00fdsledkem je tedy uspo\u0159\u00e1dan\u00e1 bin\u00e1rn\u00ed  $n \times n$  matice. V\u00fdpo\u010et taxonomick\u00e9 vzd\u00e1lenosti byl proveden jako euklidovsk\u00e1 vzd\u00e1lenost mezi subtypy v programu R. Kone\u010dn\u00fdm v\u00fdstupem je taxonomick\u00fd dendrogram p\u016fdn\u00edch subtyp\u016f (viz P\u0159\u00edloha 3). Zpracov\u00e1n\u00ed tabulkov\u00e9 \u010d\u00e1sti dat prob\u011bhlo v softwaru JanitorGIS a MS Excel. V\u00edce o v\u00fdpo\u010tu pedodiverzity v odborn\u00fdch studi\u00edch je uvedeno v re\u0161er\u0161n\u00ed \u010d\u00e1sti pr\u00e1ce. Diverzita p\u016fdn\u00edho pokryvu bude stejn\u011b jako ostatn\u00ed parametry hodnocena p\u0159\u00edr\u011bzov\u011b, aby byl vid\u011bt v\u00fdvoj v \u010das\u011b. P\u0159edpokl\u00e1d\u00e1m pokles diverzity \u0161\u00ed\u0159en\u00edm z\u00e1stavby.

#### 4.3. Hodnocení půdního pokryvu v čase (1820 – 2008)

Jednotkami, u kterých bude hodnocen vývoj půdního pokryvu, jsou pro potřeby mojí práce katastrální území v současném vymezení. Hodnocení bylo provedeno průřezově v území daném současnými administrativními hranicemi a nezahrnuje v sobě vývoj vymezení hranic katastrů v pražském zázemí. Časový vývoj byl sledován od Stablního katastru do současnosti v několika průřezových obdobích: Stablní katastr, III. vojenské mapování, 50. léta a současnost. Využité metody vícerozměrné statistiky zobrazují vývoj souboru katastrů v průřezových obdobích a zobrazují strukturu dat lépe než jednoduché kvantitativní metody. Při pohledu na vývoj kvantitativních parametrů katastrů bychom se totiž dopouštěli chyb v důsledku srovnání nesrovnatelných dat. Projevuje se zde zejména vyšší podrobnost Stablního katastru oproti III. vojenskému mapování. Použité metody mají ukázat na strukturu a vazby v souboru katastrů pražského zázemí a vymežit v tomto souboru skupiny katastrů. Na těchto skupinách katastrů se pokusím interpretovat způsob nakládání s půdou v pražském zázemí.

Zkoumání půdního pokryvu v rámci administrativních jednotek není optimální, jelikož jsou uměle vymezeny. Administrativní jednotky jsou používány ve studiích hlavně kvůli dostupnosti statistických dat (Batisani a Yarnal 2009, Amundson et al. 2003). Předpokladem pro vypovídající výsledky je správný výběr nezávisle proměnných z předchozího výčtu uvedeného výše (viz Tab. 13). Nezávislost proměnných je předpokladem pro využití většiny statistických metod. Výběr proměnných byl testován na vzorku 8 katastrů a byly vypočteny vzorové nezávislé proměnné uvedené v Tab. 14. Při testování jsem vycházel z dat zástavby třetího vojenského mapování a současné zástavby dle ortofota. Nezávislost byla testována v programu R pomocí Spearmanova koeficientu. Byla zjištěna vysoká závislost ( $r > 0,9$ ) mezi délkou okrajů zástavby a podílem zástavby na rozloze a v případě třetího vojenského mapování také závislost mezi hustotou plošek zástavby a délkou okrajů zástavby. Parametr délka okrajů zástavby tedy nebyl v metodách škálování a shlukování použit kvůli své závislosti.

Tab. 14: Navržené nezávisle proměnné charakteristiky katastrálních území

NÁZEV	JEDNOTKA
Poréznost (hustota plošek zástavby)	ks/km <sup>2</sup>
Délka okrajů zástavby*	km/km <sup>2</sup>
Kvadratická entropie	X
Podíl rozlohy zastavěné plochy	%
Vzdálenost nejbližšího souseda	m
Bonita zastavěné půdy	body 1-100

\* kvůli závislosti proměnné na podílu zastavěných ploch nebyla délka okrajů do zpracování škálováním využita

Katastry jsou objekty a představují řádky matice (Meloun a Militký 2004). Navržené parametry (viz Tab. 14), seřazené ve sloupcích, tvoří jednotlivé souřadnice objektů. Parametry zachycují jak vývoj zastavěných ploch, tak kvalitu půdy na zastavěných plochách nebo také pedodiverzitu. Pro lepší srovnatelnost dat byla použita sloupcová standardizace (4). Na testovacím vzorku 8 katastrů se potvrdil význam sloupcové standardizace při využití metody hierarchického shlukování při interpretaci skutečných vazeb mezi katastry.

$$(4) \ y_{ij} = x_{ij} / s_j, \text{ kde } s_j \text{ je směrodatná odchylka } j - \text{tého sloupce (Meloun a}$$

Militký 2004)

Stručný výčet metod vícerozměrné statistiky používaných k určení vazeb mezi objekty je zobrazen v Tab. 15. Postup zkoumání objektů ve vícerozměrné statistice má určitý postup. Nejprve je třeba zodpovědět, zda se parametry dělí na závislé X nezávislé a v jaké škále jsou jednotlivé parametry. Všechny parametry zde uvedené jsou v kardinální, číselné škále. Míra jejich závislosti byla určena na základě Pearsonova, resp. Spearmanova

korelačního koeficientu dle podmínky normality dat. Na základě testování závislosti byl vyřazen parametr délky okrajů zástavby. Poté následuje standardizace dat (4). Ta není nutnou částí zpracování, ale odstraní závislost na jednotkách a parametrech polohy (Meloun a Militký 2006).

Tab. 15: Metody zpracování vícerozměrných dat a určení jejich struktury (vlastní zpracování, Meloun a Militký 2006)

SKUPINY UKAZATELŮ	POPIS
Míry vzdálenosti	
euklidovská, mahalanobisova	Určí vzdálenost mezi jednotlivými řádky (vektory)
Exploratorní analýza objektů (EDA)	
Rozpylové grafy	určení podobnosti objektů, odlehle hodnoty
Profily	rozdíly mezi jednotlivými objekty
Korelační diagramy	míra závislosti
Shluková analýza	
hierarchické shlukování, dendrogramy	vytvoření skupin objektů
Vícerozměrné škálování (MDS)	
Klasické metrické škálování X nemetrické MDS	Proložení objektů systémem os, vizualizace objektů

Základní úkol, který potřebujeme pomocí metod zjistit, je struktura a vazby v objektech. K rozčlenění katastrů do skupin a také k zobrazení vývoje jsou využity 2 metody: vícerozměrné škálování a shlukování. Před všemi metodami hodnocení struktury vícerozměrných objektů je nutné podrobit data průzkumové analýze z důvodu odstranění chyb, odlehlých měření atd.

První použitou metodou hodnocení katastrů na základě hodnocených parametrů je tzv. vícerozměrné škálování. Metoda spočívá v rozmístění objektů do dvojrozměrného systému os na základě matice blízkosti. Každý objekt je popsán svými dimenzemi, hodnocení probíhá na základě vzdálenosti nebo podobnosti. Prvním předpokladem je určení počtu použitých dimenzí. Cílem je snížit počet dimenzí na minimum, při použití více

než 3 dimenzí není metoda vícerozměrného škálování vhodná. Z různých druhů vícerozměrného škálování jsem použil klasické metrické škálování. To na základě vzdáleností získá množinu vlastních čísel, které souvisí s určením vlastního vektoru původní matice. Vlastní vektor představuje uspořádanou  $n$  – tici čísel ( $n$  podle počtu dimenzí). Pokud je tento vektor násoben výchozí maticí, nemění svůj směr pouze svojí délkou. Těsnost proložení je charakterizována podle kritéria  $P_2$ , které pracuje s vlastními hodnotami matice. Počítá podíl 2 dimenzí na celkovém součtu všech vlastních hodnot (Everitt a Hothorn 2006). Vývojové trendy v souboru katastrů se popisují na základě změn v umístění katastru ve škálovací mapě. Pokud 2 rozměry neposkytují dostatečnou těsnost proložení, můžeme použít výjimečně i 3 os. Hodnota nad 60 % se považuje za dostatečnou (Meloun a Militký 2006). Při zobrazení os je složitější interpretace výsledků.

Další metodou hledání struktury ve skupině katastrů je hierarchické shlukování. Shlukování obecně je postup spojování objektů do skupin podle vzdálenosti, dále do dalších a větších shluků. Hierarchické shlukování má oproti nehierarchickému shlukování tu výhodu, že uživatel nemusí zadávat počet shluků. Nejprve se v postupu shlukování vypočte vzdálenostní matice mezi objekty. U aglomerativního principu shlukování se vyjde se 2 shluků, které mají nejmenší vzájemnou vzdálenost. Poté se opět určuje matice vzdáleností a postup pokračuje obdobně dále. Způsobů určení vzdálenosti je několik, nejjednodušší je eukleidovská, kterou jsem použil. Další metody výpočtu vzdálenosti jsou manhattanská nebo Mahalanobisova vzdálenost. Tato metrika uvažuje korelaci některých objektů a míru jejich lineární závislosti (Meloun a Militký 2004). Divizní postup je inverzní aglomerativnímu, začíná se celou skupinou jako 1 shlukem a ten se následně dělí.

Dalším krokem je volba metriky shlukování. Využívá se několik základních, např. metoda průměrová, centroidní, metoda nejbližšího souseda, metoda nejvzdálenějšího souseda, metoda mediánová a metoda Wardova (Meloun a Militký 2006). Podle uvedených autorů dává nejlepší výsledky metoda průměrová. Metoda průměrová počítá vzdálenost mezi shluky jako průměrnou vzdálenost mezi jednotlivými objekty ve shlucích. Podobnost objektů poté hodnotí výstup této metody, tzv. dendrogram objektů. Těsnost proložení dendrogramu lze hodnotit několika kritérii např. kofenetickým korelačním

koeficientem a kritériem delta  $\Delta$ . Kofenetický korelační koeficient je Pearsonovým koeficientem mezi skutečnou a dendrogramem predikovanou vzdáleností, při hodnotě 1 dosahuje shlukovací metoda nejlepšího výsledku. Shlukování obecně je citlivé na odlehle objekty a na nadbytečné proměnné, proto musíme věnovat dostatek pozornosti výsledkům průzkumné analýzy dat (Meloun a Milítký 2004). Jako shlukovací metoda byla zvolena metoda průměrová, která je jednak doporučena autory již citované statistické učebnice a jednak u ní vycházely vysoké hodnoty kofenetického korelačního koeficientu. Další možností výběru shlukovací metody v programu R jsou kritéria nástroje „Cluster validity“ (cl\_validity). Nástroj má 2 základní výstupy: hodnocení celkového rozptylu a celkové odchylky Heubert, Arabie a Meulman (2006), Smith (2001).

Komplexní přístup představuje ve zkoumání krajiny tzv. holistický přístup, který spočívá především v hodnocení leteckých a satelitní snímků (Antrop a van Eentvelde 2000, Naveh 2000, Růžička a Miklos 1982). Hodnocení probíhá nejprve vizuálně a poté pomocí krajinných metrik. Krajinné metriky zachycují velikost, tvar, uspořádání i diverzitu plošek a vzhledem k tématu práce o nich bylo pojednáno výše. Na tomto místě tedy pouze shrnu, že celkové hodnocení procesů, které probíhají v příměstské krajině, se neobejde bez interpretace snímků a vývoje základních krajinných metrik. Proto byla tato metoda použita při hodnocení společně s metodami vícerozměrné statistiky (viz výše), které vždy představují určité zjednodušení v hodnocení skupiny objektů. Letecký nebo satelitní snímek zahrnuje oproti tomu celistvý pohled na krajinu, a proto se k interpretaci využívají krajinné metriky, které srovnání zjednodušují. Holistický přístupem byly zkoumány katastry představující typické zástupce jednotlivých vývojových trendů v šíření zástavby. Ve výstupech (viz část Výsledky a vlastní práce) je zobrazen postupný vývoj a šíření zástavby.

## 5. VÝSLEDKY PRÁCE

Po získání všech zvolených parametrů u celého souboru za všechna 4 průřezová období začíná vlastní zpracování dat. Prvním krokem je výpočet základních statistických veličin průměru, mediánu a směrodatné odchylky u jednotlivých hodnot. Medián není oproti průměru tak závislý na extrémních hodnotách. Při členění souboru katastrů podle podílu zástavby se ukazují skupiny katastrů v jednotlivých průřezových obdobích (viz Tab. 16). Výchozí období Stablního katastru je příznačné podobným rozsahem zástavby v celém souboru. Vyčleňuje se pouze katastr Buštěhrad, kde je historické jádro obce rozsáhlejší než u zbytku souboru. Souber je z většiny tvořen katastry zemědělského zázemí, kde se staré jádrové oblasti vyskytují na křižovatkách cest a na podkladech Stablního katastru se nachází velké množství mlýnů, pil a jiných samostatných hospodářských budov v krajině. S dalšími průřezovými obdobími se soubor rozčleňuje a variabilita narůstá, viz údaj o směrodatné odchylce a parametr si zachovává vzrůstající trend. Ze souboru lze rozčlenit několik základních skupin katastrů: katastry konstantně řídké osídlené, katastry s intenzifikací zástavby a dále katastry, kde se oproti zbytku souboru zástavba vyvíjí pomaleji. Zbytek souboru pak patří do průměru. Ke skupině se stabilně nízkou plochou zástavby patří katastry Trněný Újezd a Točná. Vzrůstající rozvoj zástavby vykazují Letňany, Lobeček a katastr Újezd nad Lesy, který byl v období Stablního katastru velmi řídké osídlen. Regres k průměru podle dat zástavby nastal u Buštěhradu nebo katastru Tursko. K parametru podílu zástavby je třeba dodat, že přesné kvantitativní srovnání dat Stablního katastru a dat III. vojenského mapování naráží na rozdílnou podrobnost podkladů a tím celkovou rozlohu v období III. mapování podhodnocuje.

K dalšímu rozčlenění katastrů je účelné se podívat i na další charakteristiky zástavby, např. vzdálenost nejbližší plošky zástavby nebo její hustotu (viz Tab. 17, 18 příloha 4).

Tab. 16: Podíl zástavby v souboru katastrů v průřezových obdobích (vlastní zpracování)

<b>NÁZEV KÚ</b>	<b>PODÍL ZÁSTAVBY: Stabilní katastr</b>	<b>PODÍL ZÁSTAVBY: III. vojenské mapování</b>	<b>PODÍL ZÁSTAVBY: 50. léta</b>	<b>PODÍL ZÁSTAVBY: současnost</b>
Bašť	0,004	0,003	0,021	0,060
Buštěhrad	0,007	0,008	0,064	0,185
Čestlice	0,004	0,005	0,044	0,198
Doní Jirčany	0,003	0,003	0,025	0,142
Dubeč	0,003	0,004	0,030	0,088
Hostouň u Prahy	0,005	0,004	0,025	0,037
Choteč u Prahy	0,004	0,003	0,024	0,029
Jesenice	0,005	0,003	0,030	0,181
Letňany	0,005	0,003	0,102	0,456
Lipence	0,004	0,003	0,032	0,092
Lobeček	0,003	0,006	0,075	0,518
Nučice u Rudné	0,003	0,003	0,063	0,128
Osnice	0,002	0,003	0,021	0,088
Pacov u Říčan	0,005	0,005	0,045	0,109
Řeporyje	0,003	0,003	0,056	0,188
Točná	0,001	0,002	0,012	0,038
Trněný Újezd	0,002	0,002	0,027	0,022
Tuchoměřice	0,005	0,007	0,026	0,049
Tursko	0,004	0,003	0,023	0,042
Újezd nad Lesy	0,001	0,001	0,034	0,165
Veleň	0,004	0,003	0,026	0,051
Zeleneč	0,003	0,004	0,040	0,094
<b>průměr</b>	<b>0,004</b>	<b>0,004</b>	<b>0,038</b>	<b>0,135</b>
<b>medián</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	<b>0,030</b>	<b>0,093</b>
<b>směrodatná odchylka</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	<b>0,021</b>	<b>0,125</b>

Předpokladem uvedeným v úvodu práce a také v definicích urban sprawlu je postupná převaha silně rozptýlené zástavby příměstského typu a tím pádem i nárůst průměrné vzdálenosti nejbližšího souseda. Vzorový katastr pro tento vývoj jsou Letňany,



v období Stablního katastru i III. vojenského mapování malá zemědělská obec s kompaktně uspořádanou zástavbou. Následuje vývoj průmyslové a komerční zástavby, ke kterému se přidává jako nový faktor dálniční síť. Do stejné skupiny z hlediska tohoto parametru patří Lobeček, Čestlice nebo Buštěhrad. (viz Tab. 17). Všeobecně rozšířenějším trendem v souboru je ale rozrůstání zástavby do krajiny a tím způsobený nárůst parametru nejbližšího souseda do 50. let. Současné období je ve znamení intenzivní výstavby, která v konečném důsledku průměrné vzdálenosti od nejbližších celků zástavby snižuje viz kú Dubeč, Jesenice nebo Tuchoměřice (viz Tab. 17).

Tab. 17: Vzdálenost nejbližší plošky zástavby v souboru katastru v průřezových obdobích (vlastní zpracování)

<b>NÁZEV KÚ</b>	<b>NEJBLIŽŠÍ SOUSED [m]: Stablní katastr</b>	<b>NEJBLIŽŠÍ SOUSED [m]: III. vojenské mapování</b>	<b>NEJBLIŽŠÍ SOUSED [m]: 50. léta</b>	<b>NEJBLIŽŠÍ SOUSED [m]: současnost</b>
Bašť	23,813	24,979	71,666	45,478
Buštěhrad	28,953	29,277	56,368	66,189
Čestlice	32,542	35,051	52,478	57,382
Doní Jirčany	29,869	33,769	47,719	44,962
Dubeč	26,551	28,314	66,578	31,919
Hostouň u Prahy	34,498	36,981	65,768	38,381
Choteč u Prahy	57,681	31,036	57,192	33,700
Jesenice	41,942	41,698	53,248	40,864
Letňany	25,394	26,547	58,297	71,881
Lipence	28,928	27,333	42,626	37,097
Lobeček	33,621	54,716	48,903	51,989
Nučice u Rudné	26,682	46,042	71,261	43,100
Osnice	36,655	34,735	49,558	40,216
Pacov u Říčan	24,931	22,694	51,067	33,648
Řeporyje	28,201	33,130	46,206	38,182
Točná	28,584	25,920	52,445	36,662
Trněný Újezd	24,082	25,639	165,606	54,662

Tuchoměřice	31,909	39,761	75,332	36,798
Tursko	30,214	28,820	72,137	34,480
Újezd nad Lesy	38,579	75,486	46,611	35,631
Veleň	27,024	35,858	43,955	37,269
Zeleneč	24,534	27,356	47,423	39,468
<b>průměr</b>	<b>31,145</b>	<b>34,779</b>	<b>61,020</b>	<b>43,180</b>
<b>medián</b>	<b>28,940</b>	<b>32,083</b>	<b>52,863</b>	<b>38,924</b>
<b>směrodatná odchylka</b>	<b>7,479</b>	<b>11,615</b>	<b>24,849</b>	<b>10,540</b>

Výše nastíněnému převládajícímu trendu v souboru odpovídá i hodnota směrodatné odchylky. Ta je v 50. letech více jak dvojnásobná oproti současnosti, kdy je tedy soubor z hlediska parametru nejbližšího souseda stejnorodější. Další parametry, které byly využity, se věnují hodnocení půd, konkrétně jejich diverzity a bonity půd, pod zástavbou. Diverzita půdních podmínek je přímo závislá na diverzitě pedogenetických faktorů, především geologického substrátu a reliéfu. Proto se nejvyšší diverzitou půd, se zahrnutím taxonomické odlišnosti, vyznačují katastry v jihozápadním zázemí Prahy v oblasti Českého krasu (viz Tab. 18). Katastry Choteč, Řeporyje nebo Hostouň mají index pedodiverzity nad 0,8, kdy hodnota 1 přísluší naprosto vyrovnanému zastoupení složek v území.

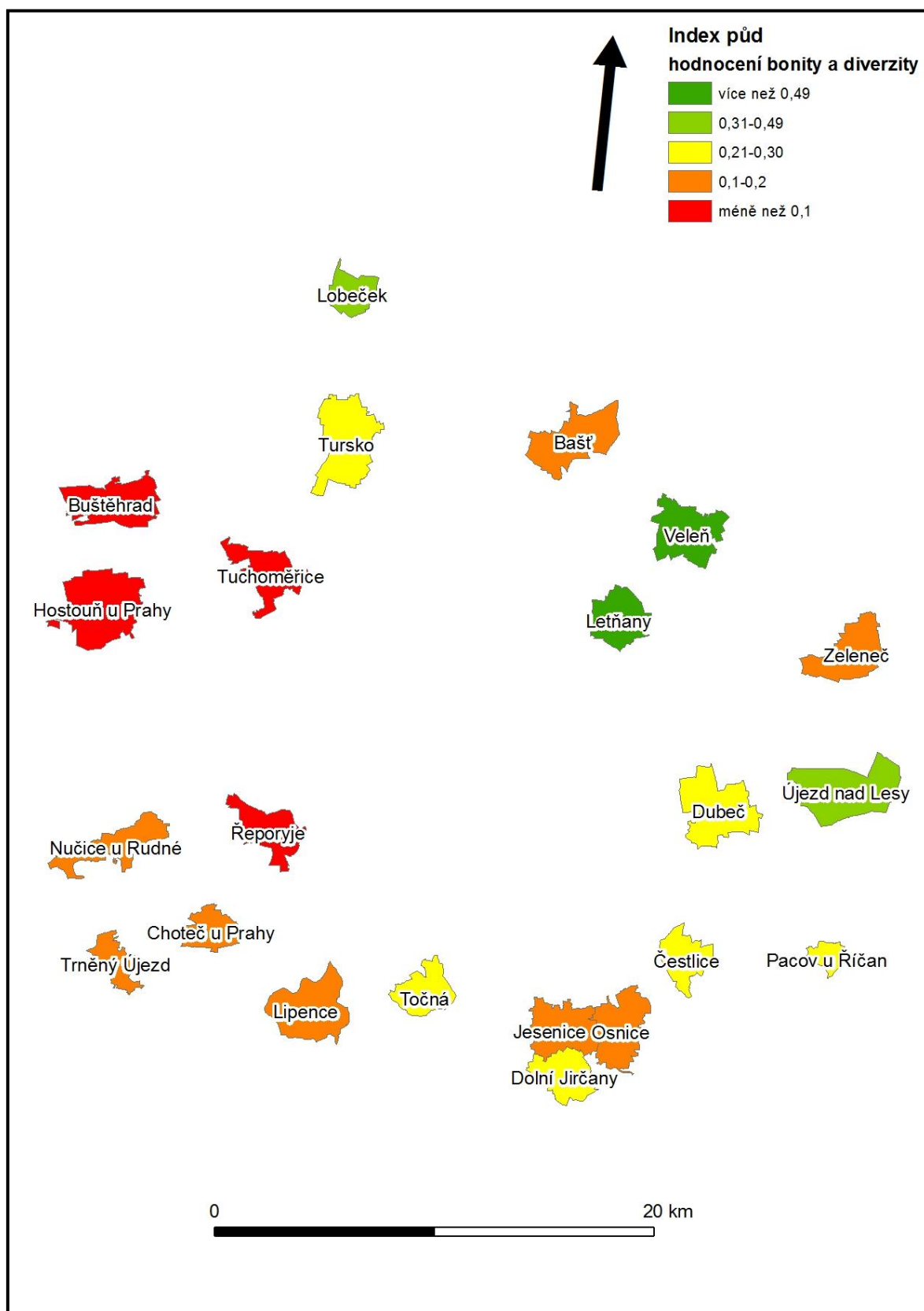
Tab. 18: Pedodiverzita v souboru katastrů během průřezových období (vlastní zpracování)

<b>NÁZEV KÚ</b>	<b>Shannonův index diverzity: Stabilní katastr</b>	<b>Shannonův index diverzity: III. vojenské mapování</b>	<b>Shannonův index diverzity: 50. léta</b>	<b>Shannonův index diverzity: současnost</b>
Bašť	0,377	0,377	0,379	0,382
Buštěhrad	0,815	0,815	0,819	0,832
Čestlice	0,550	0,550	0,549	0,503
Doní Jirčany	0,594	0,595	0,594	0,582
Dubeč	0,422	0,420	0,420	0,424
Hostouň u Prahy	0,834	0,834	0,828	0,829
Choteč u Prahy	0,912	0,911	0,912	0,914
Jesenice	0,663	0,663	0,660	0,652
Letňany	0,042	0,042	0,046	0,065
Lipence	0,565	0,566	0,566	0,572
Lobeček	0,230	0,229	0,241	0,370
Nučice u Rudné	0,553	0,553	0,540	0,519
Osnice	0,625	0,624	0,621	0,629
Pacov u Říčan	0,397	0,398	0,396	0,389
Řeporyje	0,877	0,877	0,878	0,886
Točná	0,417	0,416	0,414	0,408
Trněný Újezd	0,719	0,719	0,714	0,714
Tuchoměřice	0,777	0,775	0,775	0,772
Tursko	0,273	0,273	0,275	0,279
Újezd nad Lesy	0,161	0,161	0,161	0,163
Veleň	0,071	0,071	0,072	0,073
Zeleneč	0,530	0,530	0,533	0,533
<b>průměr</b>	<b>0,518</b>	<b>0,518</b>	<b>0,518</b>	<b>0,522</b>
<b>medián</b>	<b>0,552</b>	<b>0,552</b>	<b>0,544</b>	<b>0,526</b>
<b>směrodatná odchylka</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,248</b>	<b>0,242</b>

Vliv zástavby na pedodiverzitu je dvojího charakteru. Zaprvé, zástavba půd je jejich degradací a snížením rozlohy jednotlivých půdních subtypů, a proto by pedodiverzitu měla v dlouhodobém trendu snižovat. Zadruhé ale, pokud v půdách

některých katastrů zástavba snižuje plošnou dominanci určitých půdních subtypů, tak paradoxně diverzitu zvyšuje vyrovnáváním plošného zastoupení subtypů.

Pedodiverzita je pouze jedním parametrem, a proto nelze katastry s nízkou pedodiverzitou (Letňany, Veleň) považovat za méně ohrožené nebo z hlediska ochrany půd méně hodnotné. Ve většině případů se jedná o katastry s velmi stejnorodým pokryvem půd na kvartérních sprašových substrátech. Kvůli výše zmíněnému paradoxu jsem se pokusil shrnout ukazatele současné pedodiverzity a bonity zastavovaných půd do společného kartogramu. Výsledek představuje katastry s vysokou rozmanitostí půd a katastry kde se zároveň staví na velmi úrodných půdách (viz Obr. 6). Zobrazený index v kartogramu je součinem Shannonova indexu diverzity a bonity půd dle Systému komplexního hodnocení (viz Metodika práce). Pozornost z hlediska ochrany půd si dle tohoto indexu zasluhují katastry v západním zázemí Prahy (Hostouň, Buštěhrad, Tuchoměřice...), ale relativně vysoká je hodnota indexu také u katastrů jižního zázemí, Jesenice, Osnice. Nevýhodou indexu je, že extrémně nízké hodnoty pedodiverzity u katastrů Letňany, Veleň (viz Tab. 18 nahoře) se promítly také do tohoto souhrnného indexu, ačkoliv je bonita zastavovaných půd u těchto katastrů velmi vysoká (např. kú Letňany). Nejúrodnější půdy jsou zastavovány v severozápadním zázemí Prahy, kde se nachází rozsáhlé areály černozemních půd. Jižní zázemí se vyznačuje obecně nižší bonitou půd danou hlavně substráty krystalinika a dále v jihozápadním zázemí bonita stoupá působením úživných substrátů Barrandienu a nepatrně teplejším a sušším klimatem.



Obr. 6: Souhrnné hodnocení aktuální diverzity půd a bonity půd pod zástavbou (vlastní zpracování, podklady: CENIA 2010 - 2011, VÚMOP 2010)

Výše uvedené výsledky představují pouze vývoj dílčích parametrů využitých v následných vícerozměrných metodách. Tabulky hodnot parametrů v souboru katastrů, které nebyly uvedeny v této kapitole, jsou v příloze 4. Jelikož soubor katastrů je celkově velmi různorodý a naměřených parametrů je celkem 5, tak jednoduché statistické průzkumové metody nepodávají vypovídající obraz o celkovém vývoji. Zobrazení hodnot parametrů ve spojnicovém grafu naráží na obtížné porovnání hodnot Stablního katastru a III. vojenského mapování. Proto jsem zvolil k hodnocení souboru metody škálování a shlukování, abych určil strukturu souboru v jednotlivých průřezových obdobích. Tímto způsobem lze sledovat vývoj katastrů ve vztahu k celému souboru. Hodnocení úspěšnosti použití zmíněných metod na cílový soubor katastrů bylo relativně vysoké, zpravidla nad 75 %. K metodě škálování je třeba uvést, že jelikož vícerozměrnými daty prokládáme pouze 2 osy, považuje se za dostatečnou těsnost proložení hodnota nad 60 %.

Tab. 19: Souhrnné hodnocení použitých vícerozměrných metod (vlastní zpracování)

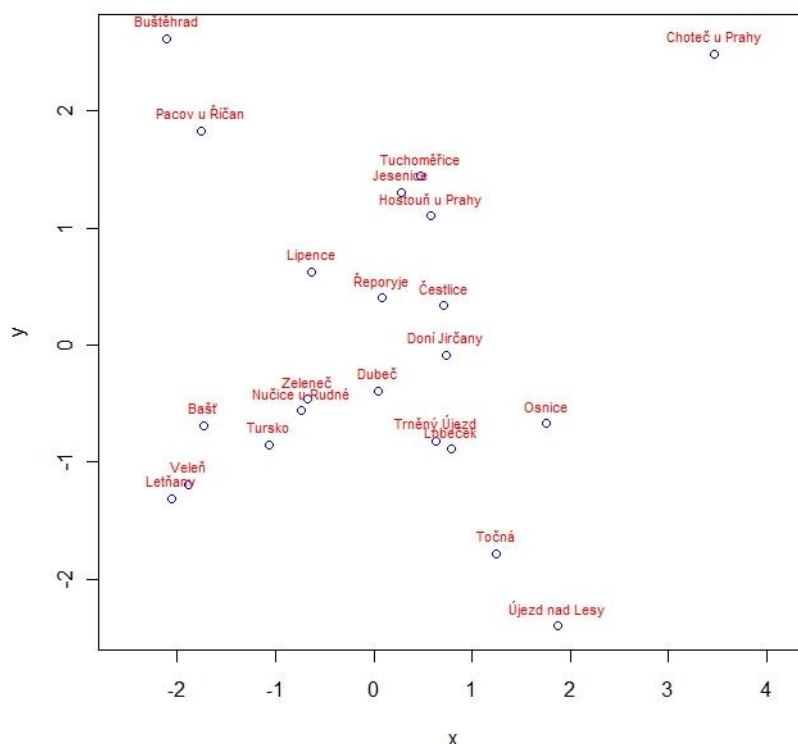
Hodnocení vícerozměrných metod		
<b>škálování</b>	kritérium P2	kritérium dle Márdia et al. 1979
Stabilní katastr	0.743	0.91
III. vojenské mapování	0.670	0.839
50. léta	0.654	0.821
současnost	0.633	0.748
<b>hierarchické shlukování</b>	kofenetický korelační koeficient	
Stabilní katastr	0.908	
III. vojenské mapování	0.865	
50. léta	0.849	
současnost	0.852	

Výstupem první metody je tzv. škálovací mapa, kde jsou zobrazeny objekty, katastry ze souboru. Při interpretaci vycházíme z uspořádání katastrů oproti ostatním katastrům a posunu katastrů mezi jednotlivými skupinami. Lze se pokusit interpretovat i jednotlivé osy, ale jejich orientace může být různě natočená, a proto neodpovídají jednotlivým parametrům. Na škálovací mapě Stablního katastru nám vystupuje několik shluků (viz Obr. 7). Výraznou skupinu katastrů tvoří Jesenice, Tuchoměřice a Hostouň.

V této skupině se nachází katastry s vyšším podílem zástavby s vyšší hustotou plošek. Struktura zástavby je diverzifikovaná. Obecně se tato skupina vyznačuje mírně nadprůměrnými hodnotami parametrů vzhledem k celému souboru. Na mapě vystupují dvě dvojice katastrů Letňany, Veleň a Trněný Újezd, Lobeček. První dvojice má téměř stejné, velmi úrodné půdy se silnou dominancí černozemních půd. V období Stabilního katastru se vyznačují kompaktní zástavbou, která má průměrný rozsah. Katastry Lobeček a Trněný Újezd mají všechny parametry zástavby na podprůměrné úrovni a liší se bonitou půd. Odlehlost katastrů Újezd nad Lesy, Točná i Osnice je způsobena minimálním rozsahem a vlivem zástavby v tomto období. Osamocený je také katastr Choteč s velmi rozptýlenými celky zástavby a s vysokou diverzitou půd. Jako katastry, kde zástavba nejvíce zasahuje půdní pokryv, na mapě vystupují katastry Buštěhrad a Pacov u Říčan. Buštěhrad se vyznačuje kompaktním a relativně rozsáhlým městským jádrem a oproti ostatním katastrům v souboru rozsáhlejší historickou zástavbou. Celkově rozmístění na škálovací mapě v období Stabilního katastru ovlivňují více vlastnosti půd (bonita, diverzita) než rozsah a charakter zástavby.

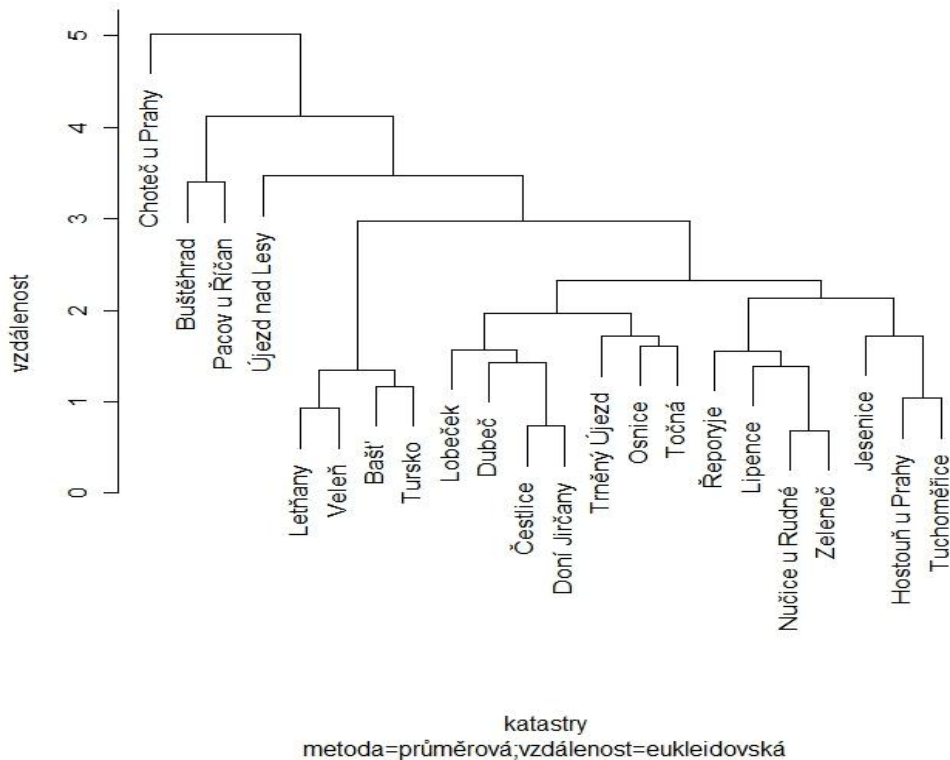
Obdobné skupiny jsou vidět i na výstupu hierarchického shlukování za stejné období. Shodné je zařazení Točné a Osnice do stejného shluku, katastrů s minimálním rozsahem zástavby a průměrnou až podprůměrnou bonitou a diverzitou půd. Ke shluku katastrů s vysokou bonitou půd a nízkou pedodiverzitou jsou přiřčeny katastry Bašť a Tursko (viz Obr. 8). Oproti tomu katastr Lobeček je ve shlukování přiřčen ke katastrům s nižšími podíly zástavby a nižší bonitou převážně jihovýchodního zázemí Prahy (Dubeč, Čestlice). Jako katastry s velmi nízkým vlivem zástavby a velmi kvalitními půdami byly k sobě přiřčeny katastry Nučice a Zeleneč.

### Škálování souboru katastrů: Stablní katastr



Obr. 7: Škálovací mapa souboru katastrů období Stablního katastru (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

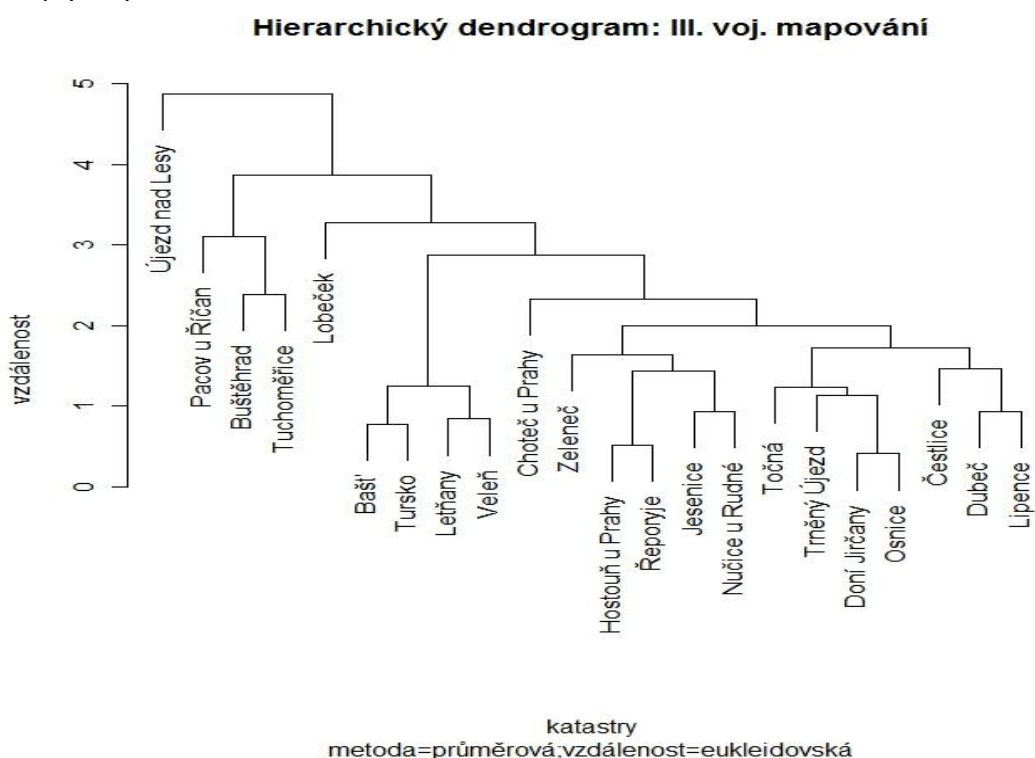
### Hierarchický dendrogram: období Stablního katastru



Obr. 8: Hierarchické shlukování souboru katastrů: Stablní katastr (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)



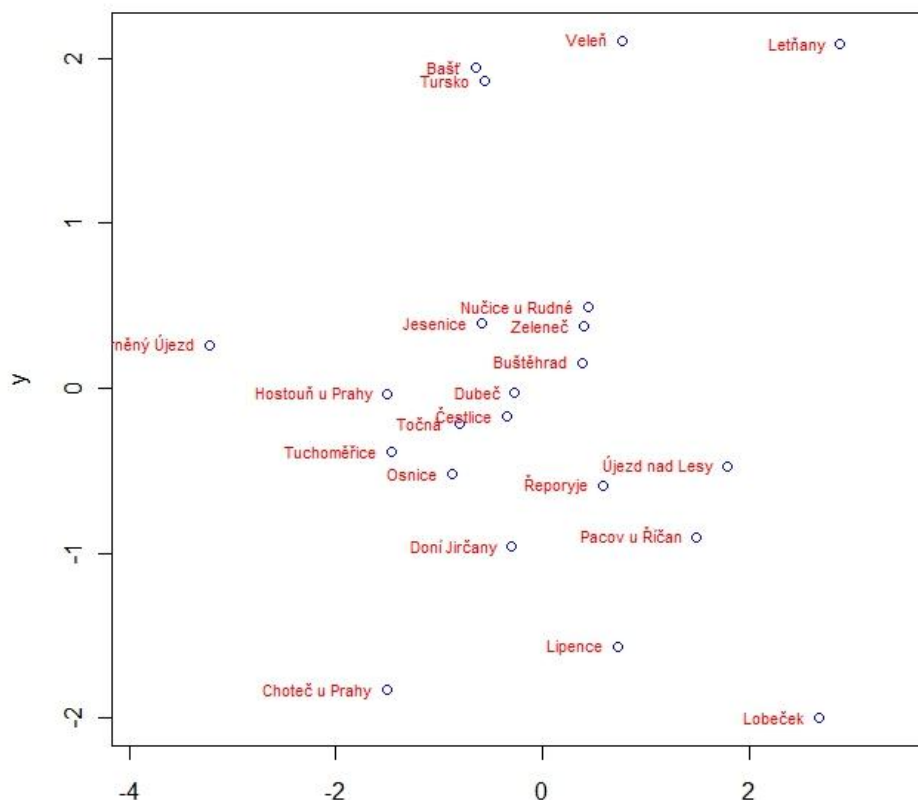
Období III. vojenského mapování se celkovým charakterem zásadně neliší od období Stablního katastru. Podobný je také dendrogram hierarchického shlukování (viz Obr. 9). K několika posunům přeci jen došlo a pokusím se je interpretovat. Posun katastru Nučice do shluku s Jesenicí ukazuje na rozvoj zástavby v Nučicích, které dosáhly v rozsahu zástavby průměrných hodnot. Zástavba se v těchto katastrech rozvíjela i mimo staré jádrové oblasti, protože katastry se vyznačují vysokou vzdáleností nejbližší plošky zástavby. Výrazný posun v rozvoji zástavby nastal u katastru Tuchoměřice, který se zařadil mezi skupinu katastrů silně ovlivněnou zástavbou. Menší posun je zaznamenán i u katastru Osnice, ale stále je zařazen společně s Dolními Jirčany, Točnou a Trněným Újezdcem. Katastr Újezd nad Lesy, Lobeček i Choteč zůstávají stranou hlavních skupin v důsledku specifických hodnot parametrů popisujících půdy. V Chotči byly v tomto období zastavěny pouze velmi neúrodné půdy s bonitou pod 50 bodů. Jako potenciální katastry se začínajícím narůstajícím vlivem zástavby se ukazují Nučice, Osnice a Tuchoměřice. Skupina katastrů s nejúrodnější půdou je homogenní a vývoj zástavby je zde zatím plynulý.



Obr. 9: Hierarchické shlukování souboru katastrů: III. vojenské mapování (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Dalším průřezovým obdobím jsou 50. léta. Zde je u některých katastrů vidět postupný nástup průmyslové výstavby a také postupná výstavba dopravní infrastruktury (např. katastr Nučice u Rudné). Na škálovací mapě z 50. let jsou zřejmé některé posuny mezi dříve vymezenými skupinami katastrů (viz Obr. 10). Začnu skupinou katastrů vymezenou hlavně na základě kompaktní zástavby, vysoce úrodné půdy a nízké pedodiverzity, katastry Tursko, Bašť, Veleň a Letňany. Ze skupiny zůstává kompaktní pouze dvojice Tursko a Bašť s málo hustou zástavbou. Pohled na data prokazuje nárůst plochy zástavby v katastru Letňany, což souvisí pravděpodobně s rozvojem strojírenství v této obci. Katastr Veleň dle získaných dat žádný výrazný posun nezaznamenal, zástavba zůstala naopak relativně kompaktní. Další, na podkladech III. vojenského mapování, jasnou skupinou byly Točná, Trněný Újezd, Osnice a Dolní Jirčany. Katastry všechny relativně málo zasažené zástavbou, ačkoliv u katastru Osnice byl zaznamenán posun směrem k více ovlivněným katastrům. Katastr Točná je na škálovací mapě z 50. let ve střední skupině společně s Čestlicemi a Dubčí, pohled na průřezové hodnoty ale stále prokazuje podprůměrnou rozlohu i hustotu zástavby v Točné vzhledem k souboru. Obdobný je případ Trněného Újezde, který díky kompaktní zástavbě, má parametr nejbližšího souseda ovlivněn jednotlivými celky zástavby při okrajích katastru. Z pohledu závěru na konci hodnocení III. vojenského mapování je zajímavý posun Osnice směrem k Tuchoměřicím. Pohled na naměřené hodnoty parametrů a také na hierarchický dendrogram tohoto období ukazuje, že se jedná o vývoj ze strany Tuchoměřic, které se vrátily do skupiny průměrně zastavěných katastrů s různou strukturou zástavby a převážně nižší hustotou zastavěných ploch.

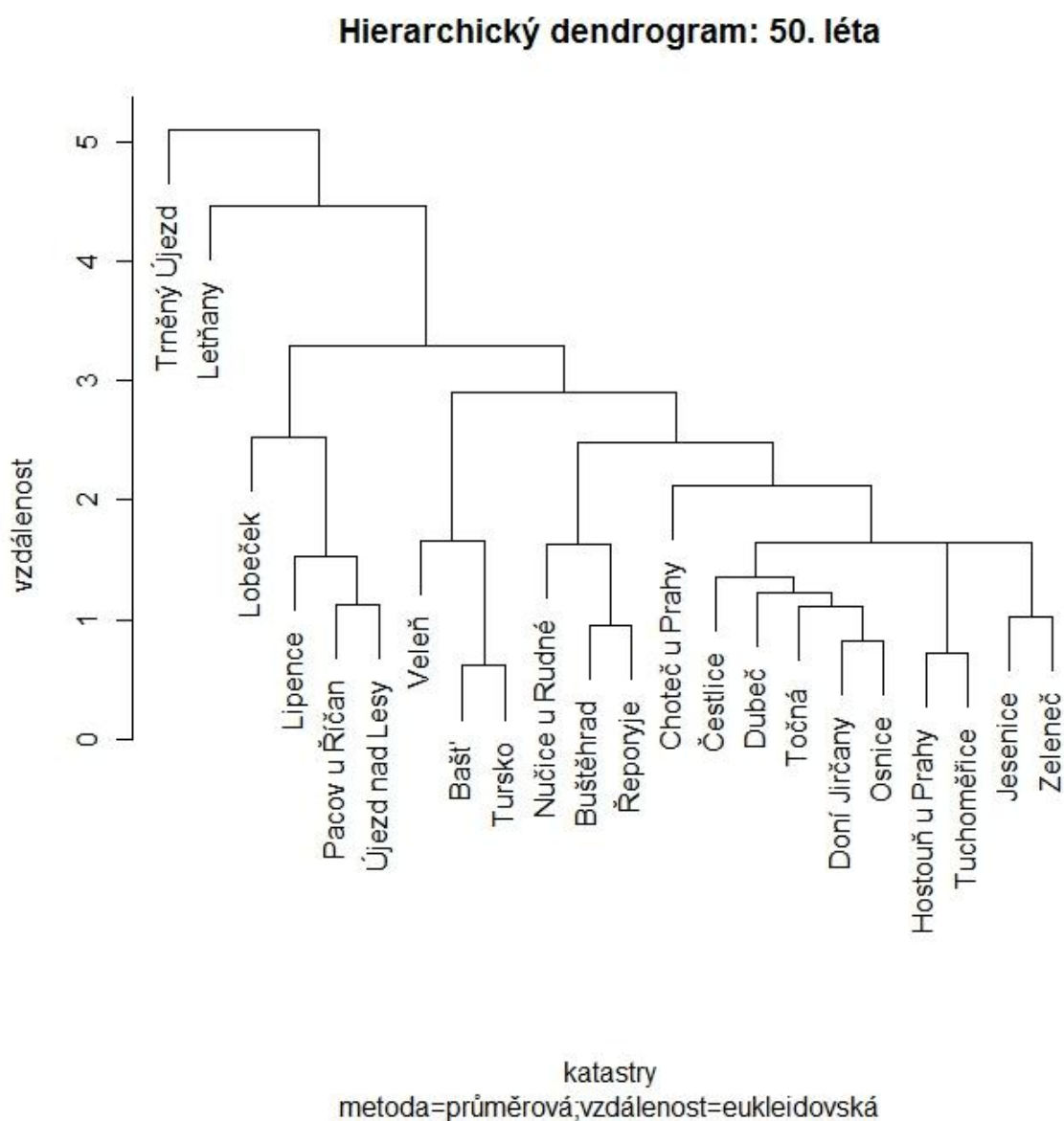
### Škálování souboru katastrů: 50. léta



Obr. 10: Škálovací mapa souboru katastrů: 50. léta (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Posun v intenzitě zástavby je vidět na taxonomickém dendrogramu z 50. let. Katastr Nučice je přiřazen ke katastrům Buštěhrad a Řeporyje (viz Obr. 11). Buštěhrad má i v tomto období nadprůměrnou rozlohu zástavby, ale katastr Nučice již dosáhl stejné hodnoty. Společně s Řeporyji, Lobečkem a Pacovem dominují tyto katastry v doplňujícím parametru délky okrajů zástavby, který ale nebyl do konstrukce shluků kvůli závislosti zahrnut. Tento parametr společně s hustotou plošek zástavby ukazuje na rozsah rozptýlené residenční a rekreační zástavby. Ta začala vznikat v katastru Újezd nad Lesy, a proto je tento katastr na škálovací mapě poblíž (viz Obr. 10). Katastr Jesenice z pohledu na dendrogram 50. let mírně ztrácí v rychlosti rozvoje zástavby oproti Nučicím, s kterými byl ve shluku v minulém období. Pohled na škálovací mapu ale ukazuje na stálou blízkost obou katastrů. I přes průměrné hodnoty parametrů se tedy katastr Jesenice zdá jako více ohrožený zástavbou než katastry Dubeč, Hostouň, Čestlice nebo Tuchoměřice. Katastr Zeleneč, který je ve shluku s Jesenicí vzhledem ke svojí poloze na škálovací mapě III.

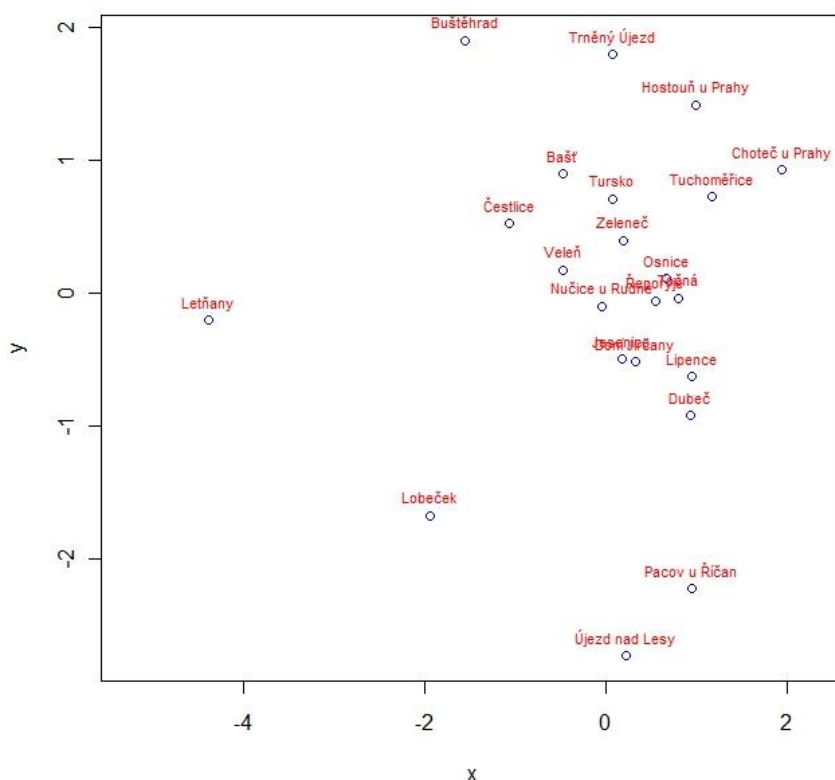
vojenského mapování neprodělal výrazný posun a uchovává si kompaktní charakter zástavby. Stranou ostatních katastrů je katastr Lobeček, který prodělal intenzivní nárůst zástavby, s vysokým počtem plošek. Obdobný vývoj prodělal i katastr Lipence, kde ale více převládala rekreační zástavba oproti Lobečku, kde je vysoký podíl zástavby komerční. Stranou souboru katastrů zůstává i katastr Choteč, který opět vykazuje podobnou škálu hodnot jako v předchozím období.



Obr. 11: Hierarchické shlukování souboru katastrů: 50. léta (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Závěrečným hodnoceným obdobím jsou současné podklady z ortofota. Opět začnu katastry s vysokou bonitou. Oproti předchozím obdobím již netvoří samostatnou skupinu, ale posunuly se směrem ke katastrům s vyšší intenzitou rozvoje zástavby. Velmi blízko katastru Nučice se na škálovací mapě vyskytuje katastr Veleň (viz Obr. 12). Na hierarchickém shlukování je katastr Nučice zase přiřazen ke katastru Zeleneč také s nadprůměrnou bonitou půd (viz Obr. 13). Katastry Nučice, Jesenice, Dolní Jirčany a Řeporyje tvoří skupinu katastrů, kde se residenční zástavba významně rozvíjela. Její charakter je v jednotlivých katastrech různý. Jesenice a Dolní Jirčany jsou na škálovací mapě velmi blízko, spojuje je vysoká hustota zástavby a její celkový vyšší podíl. Velmi podobné hodnoty má katastr Řeporyje, který s Jesenicí spojuje nadprůměrná bonita půd.

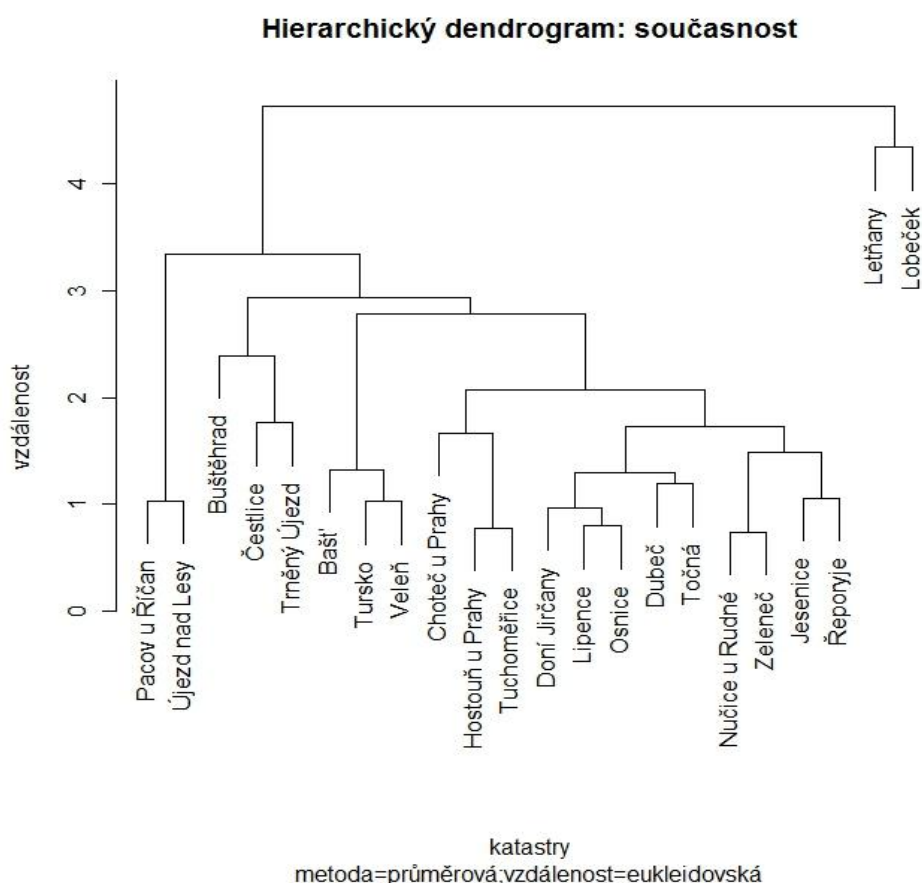
#### Škálování souboru katastrů: současnost



Obr. 12: Škálovací mapa souboru katastrů v současnosti (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Katastr Osnice se v průřezových obdobích posunul z katastru relativně málo ovlivněného zástavbou na pozici katastru průměrného, zástavba se zde nerozvíjela tak intenzivně jako v katastrech Jesenice, Dolní Jirčany nebo Nučice. Z největší skupiny katastrů na škálovací mapě současnosti jsem se dosud nevěnoval pozornost katastrům

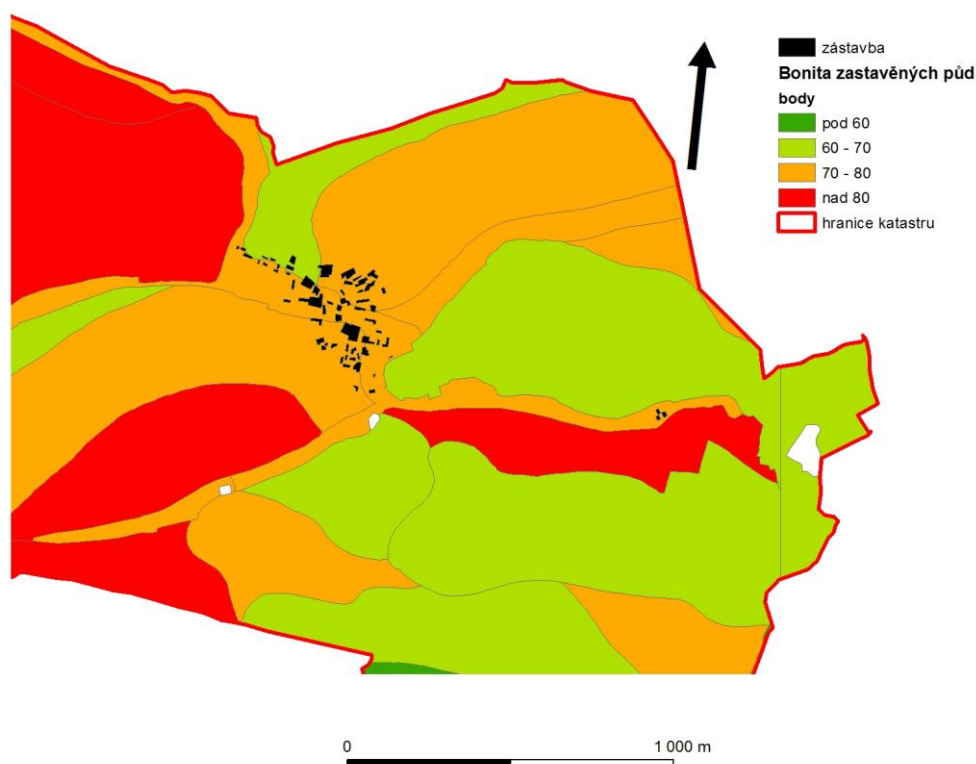
Tuchoměřice a Hostouň (viz Obr. 12). Ty zůstávají v intenzitě vývoje zástavby podprůměrné, proto se na škálovací mapě vyskytují směrem ke katastrům Choteč a Trněný Újezd díky společné vyšší pedodiverzitě. Oproti tomu Dubeč se nachází na škálovací mapě poblíž katastru Lipence s vysokým počtem plošek a spíše podprůměrnou pedodiverzitou. Katastr Čestlice zůstává v samostatné pozici, ale na škálovací mapě se mírně posunul směrem ke katastrům Letňany a Lobeč. Tyto 3 katastry se vyznačují vyššími podíly zástavby, velkými ploškami komerční zástavby a vyšší vzdáleností nejbližších okolních plošek zástavby. Z hlediska charakteru zástavby v Čestlicích je zařazení do společného shluku s Trněným Újezdem chybné. Buštěhrad, který rozlohou zástavby dominoval starším obdobím, spojuje s Čestlicemi rozsáhlá průmyslová zástavba v zázemí Kladna. Z hlediska ochrany úrodné půdy a také pedodiverzity jsem na základě výše popsaných trendů vybral 4 katastry, kde zobrazím do několika kartogramů vývoj zástavbu a zastavovaných kvalitů půd.



Obr. 13: Hierarchický dendrogram souboru katastrů v současnosti (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

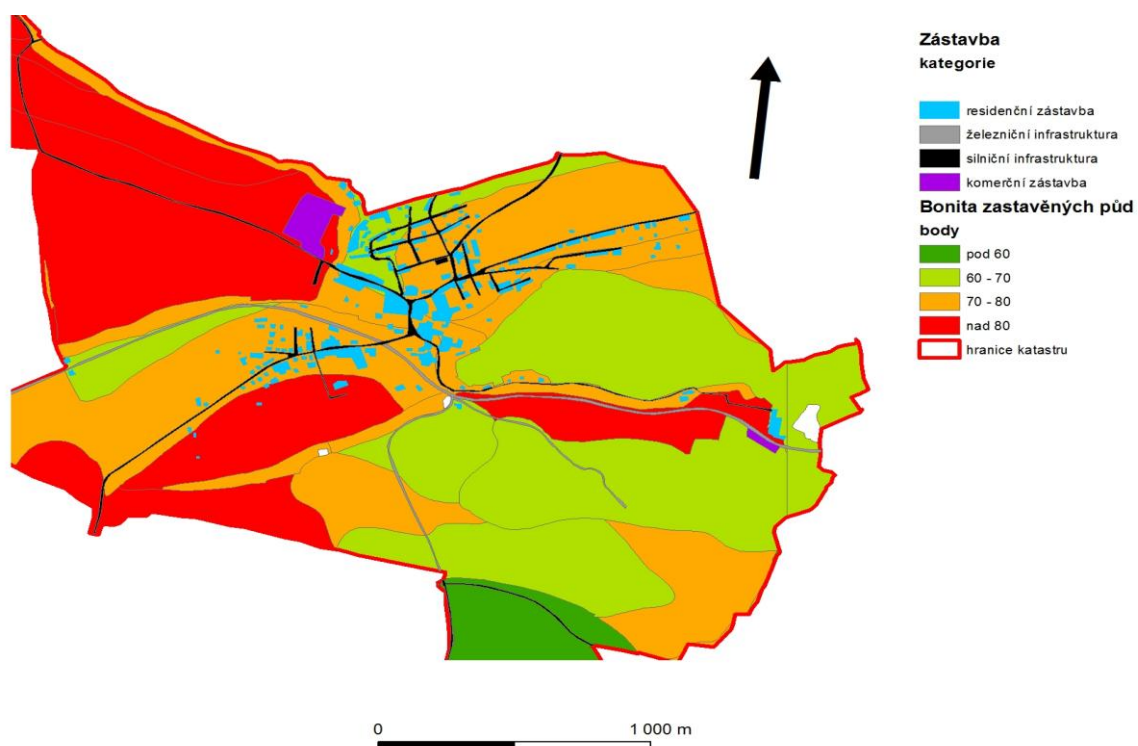
Vybranými katastry jsou Jesenice, Řeporyje, Zeleneč a Dubeč. Při výběru byla hlavním kritériem bonita zastavěných půd, celková diverzita půd v katastru a také poloha katastru v pražském zázemí. Nebyl vybrán katastr Letňany, kde plošná zástavba vysoce bonitních půd dosáhla nejvyšší intenzity. V žádném jiném katastru souboru nebyla zastavěna taková rozloha vysoce úrodné půdy a charakter zástavby je díky velkým celkům rozptýlený. Pro zobrazení do kartogramu ale nejsou Letňany vhodné kvůli vysoké homogenitě půd, přesto je zřejmé, že zde ochrana úrodných půd nebyla prioritou.

Půdy katastru Řeporyje spadají dle BPEJ do těchto půdních typů: černozemě, černice, hnědozemě, rendziny a kambizemě. Nejbonitnější půdy patří mezi černozemě modální nebo černické a dle komplexního hodnocení půd dosahují bonity nad 80 bodů. Původní zástavba se v obci koncentrovala v údolí na půdách typu černic také s vysokou bonitou (viz Obr. 14). Nad údolím potoka se vyskytují kambizemě modální nebo pelické případně rendziny. Rozmístění starší zástavby ukazuje, že její další šíření západním směrem i dále do údolí zasáhne nejúrodnější černozemní typy (viz Obr. 14).



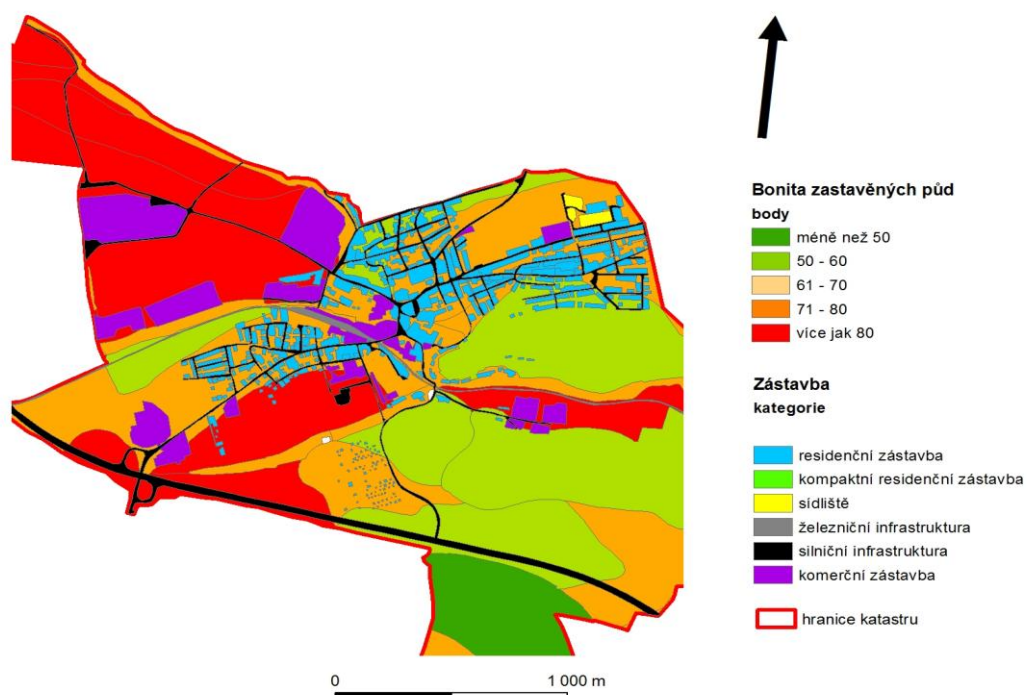
Obr. 14: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v období Stablního katastru (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Na šíření zástavby 50. let je nejproblémovější komerční zástavba v západním výskytu černoze. V katastru se přitom vyskytují méně úrodné půdy v podobné vzdálenosti východně od centra (viz Obr. 15). Právě jednotlivé komerční stavby působí v dalším vývoji jako urychlení další plošné zástavby také ve správním řízení týkajícím se územního plánu. Při pohledu na současný stav se tento předpoklad potvrzuje, v případě Řeporyjí vstoupil do problematiky zástavby faktor pražského okruhu. Bohužel největší rozloha komerční zástavby je v tomto katastru vystavěna na nejqualitnější půdě (viz Obr. 16). Stejně jako v 50. letech platí, že zde zůstávají volné a nezastavěné plochy méně úrodných kambizemí. V případech některých celků komerční zástavby by stačil posun o cca 200 m. Šíření residenční zástavby pokračuje v území naznačeném už v 50. letech, ale je v rozsahu půd střední bonity v rámci katastru.



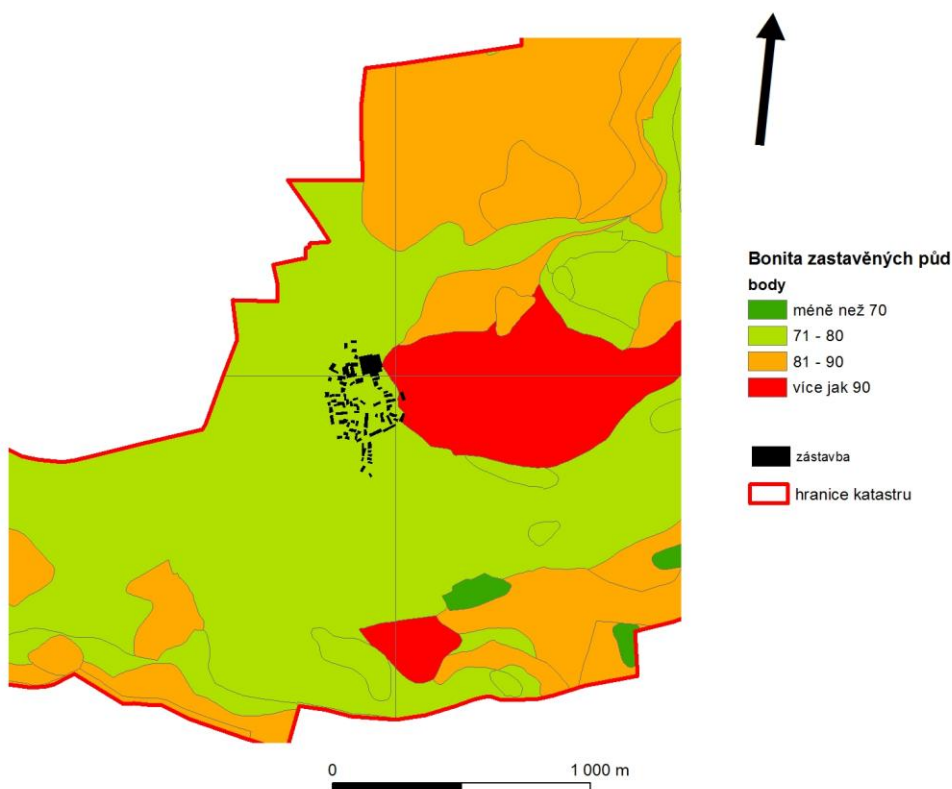
Obr. 15: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v 50. letech (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)





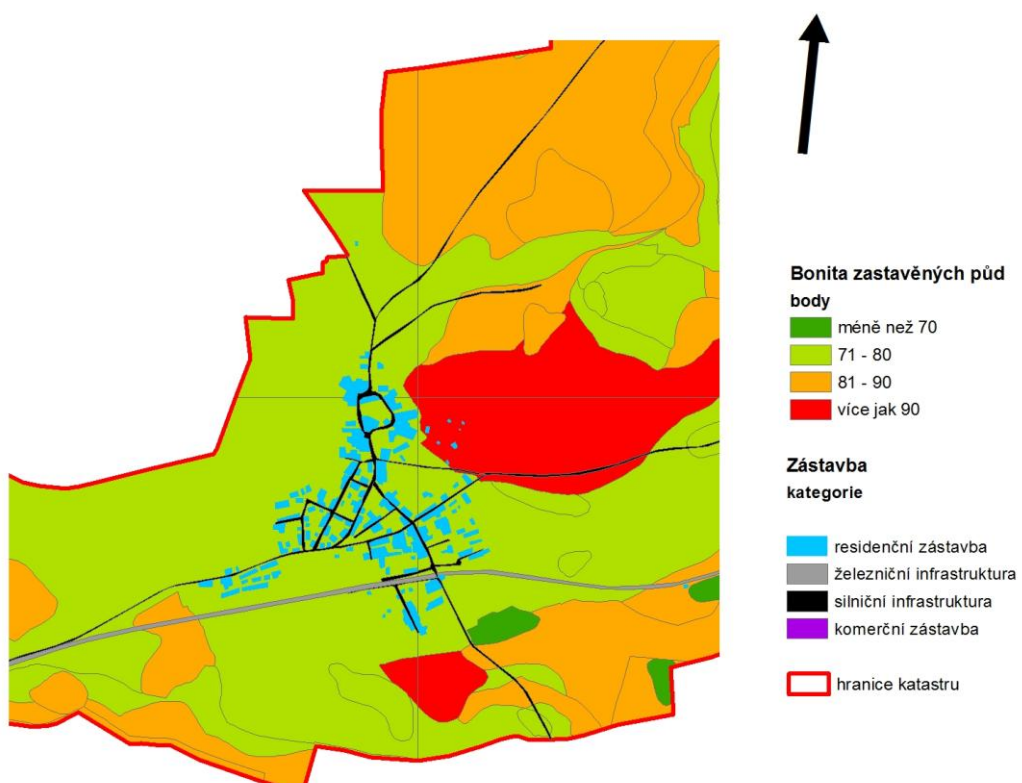
Obr. 16: Zástavba a bonita půd v kú Řeporyje v současnosti

Případ katastru Zeleneč se v něčem podobá předchozím Řeporyjím. Také zde se vyskytují velmi úrodné černozemní skupiny, jejich rozloha je ale větší. Dále se vyskytují pararendziny, kambizemě a černice. Stará zástavba se vyskytuje na půdách, které v rámci katastru dosahují nižší bonity mezi 70 až 80 body (viz Obr. 17). Bohužel již zástavba v období Stablního katastru má na svojí východní hranici velmi úrodné černozemní půdy s bonitou nad 90 bodů. Tyto půdy jsou tedy bezprostředně ohroženy zástavbou.

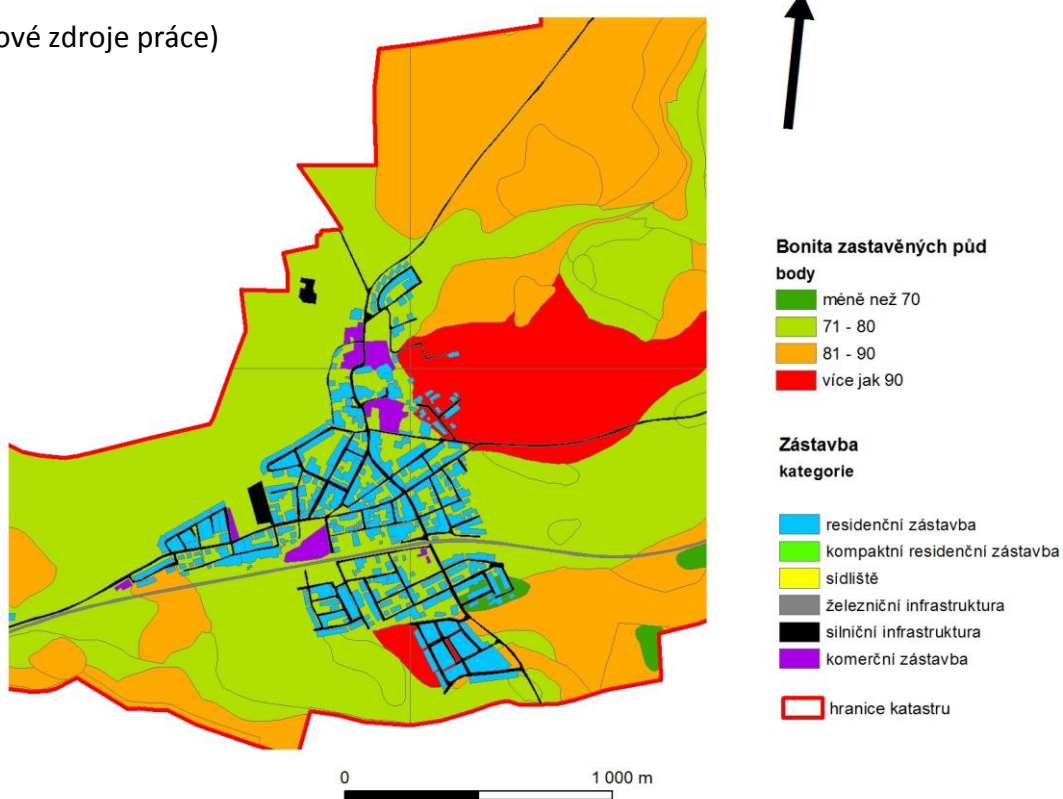


Obr. 17: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v období Stabílního katastru

Pohled na zástavbu v 50. letech je z hlediska zástavby půd příznivý (viz Obr. 18). Jak již bylo uvedeno v části věnované výsledkům vícerozměrných metod, zástavba v Zelenči si zachovává kompaktní strukturu a vychází z historického rozmístění. Zástavba plošně nejvíce zasahuje skupinu pararendzin. Současné rozmístění zástavby z také velké části vychází z původního uspořádání (Obr. 19). Největší areál výskytu černozemních půd na východ od historického jádra zůstal téměř nedotčen a pouze malá část residenční zástavby byla realizována na černozemních půdách. Zeleneč tímto vývojem představuje dobrý příklad rozvoje obce v součinnosti s ochranou půd.

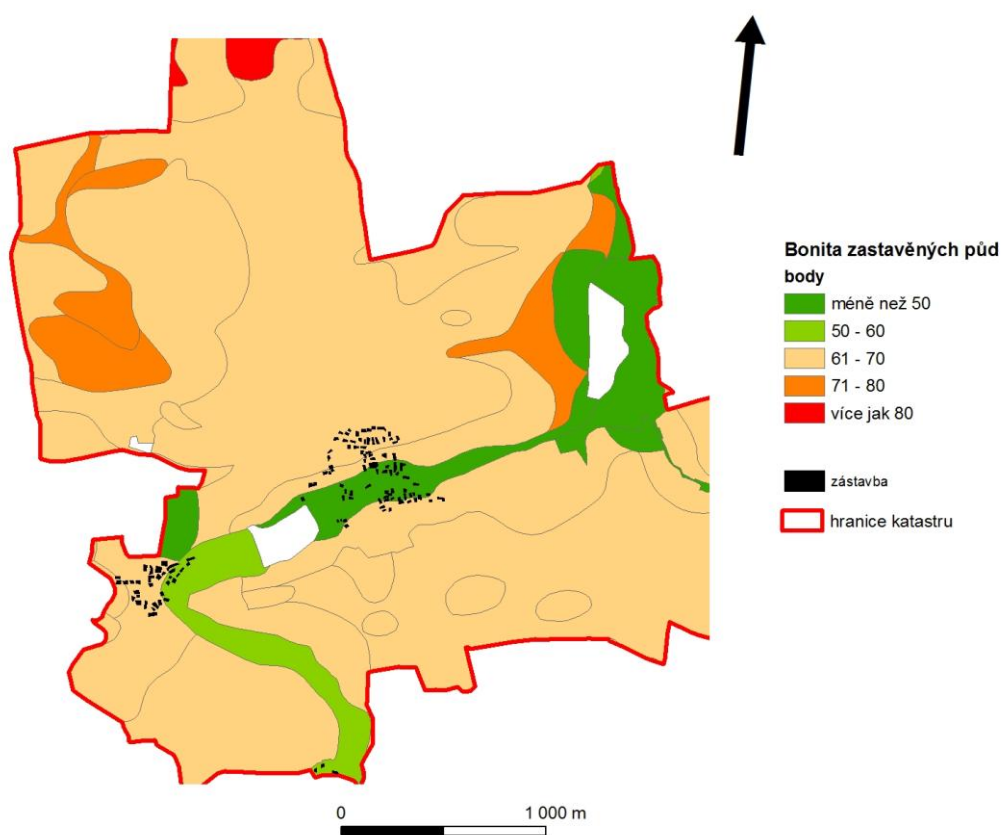


Obr. 18: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v 50. letech (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)



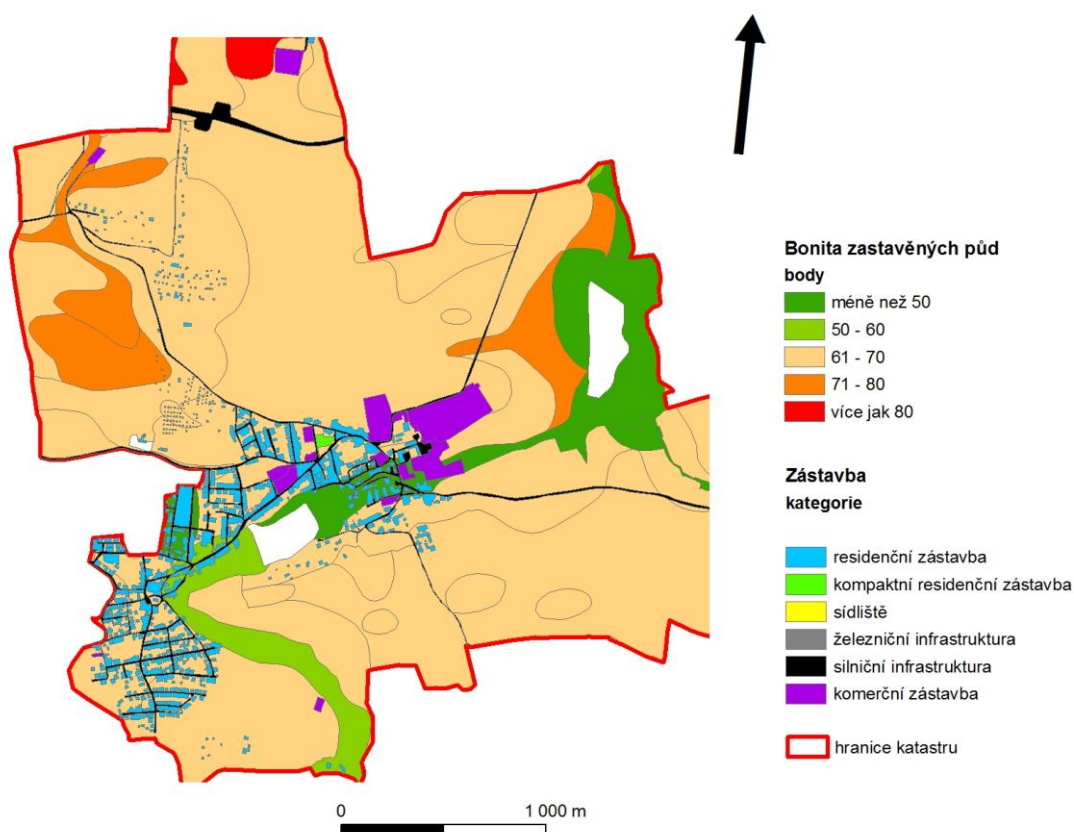
Obr. 19: Zástavba a bonita půd v kú Zeleneč v současnosti (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Dalším vybraným katastrem je Dubeč. Z hlediska bonity půd patří spíše k průměrným katastrům, bonita současně zastavěných půd se pohybuje kolem 65 bodů. Nejúrodnější půdy patří do typu černic, většinu katastru ale pokrývají kambizemě. V konkávních částech je doplňují gleje a podél vodního toku se vyskytují regosoly a arenické subtypy, které jsou z pohledu bonity méně významné. Historické jádro osídlení se z velké části vyskytuje na glejích a zčásti na kambizemích (viz Obr. 20). Pro potenciální šíření zástavby je zde rozsáhlá plocha kambizemí, a proto by šíření zástavby nemuselo zasáhnout úrodné černice.



Obr. 20: Zástavba a bonita půd v kú Dubeč v období III. vojenského mapování (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

Současná zástavba v Dubči se šíří především na převládajících kambizemích (Obr. 21). Černice zůstávají celkem nezasažené, problematické je okolí tzv. štěrboholské spojky, protože právě zde se vyskytují černice. Dopravní infrastruktura by mohla v tomto území sloužit jako počáteční podmínka rozvoje komerční zástavby.

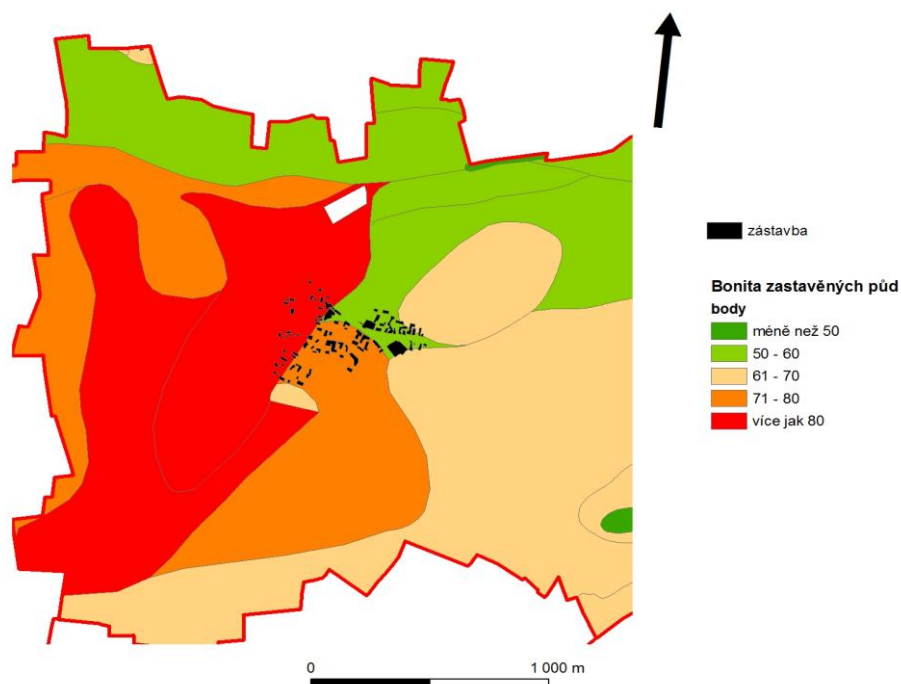


Obr. 21: Zástavba a bonita půd v kú Dubeč v současnosti (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

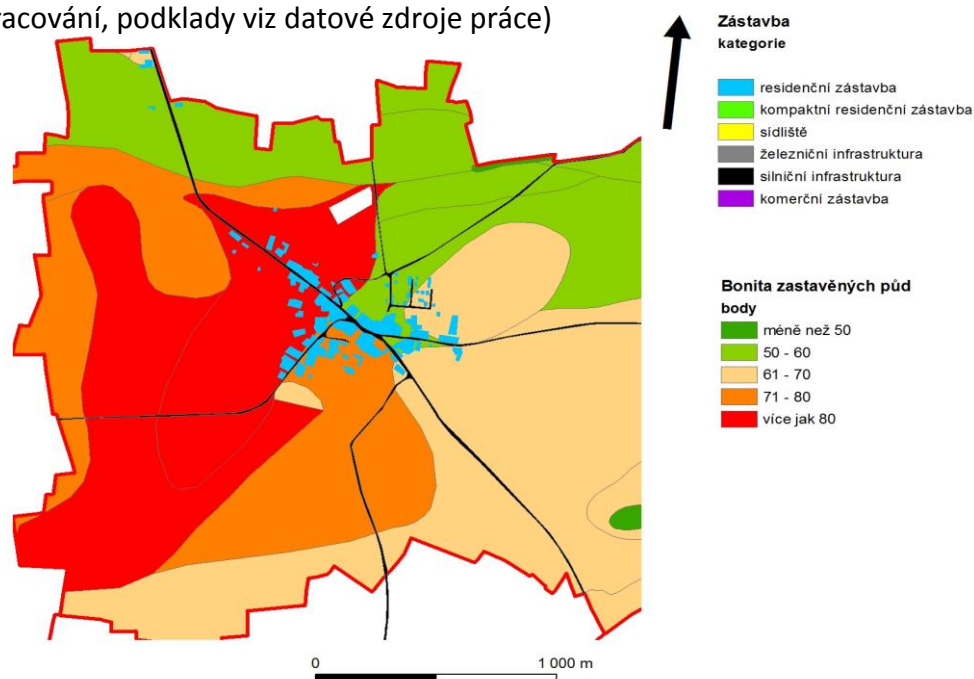
Posledním katastrem z výběru byla Jesenice z jižního zázemí Prahy. Bonita půd je zde mírně nadprůměrná, z půdních typů jsou zastoupeny černozemě, hnědozemě, luvizemě a kambizemě. Z hlediska bonity a ochrany půd před zástavbou jsou nejceněnější černozemě a hnědozemě. Stará zástavba se v Jesenici nacházela na rozhraní nejkvalitnějších a méně kvalitních půd (viz Obr. 22). Pozitivní vývoj z hlediska ochrany půd by představoval hlavní rozvoj obce východně od historického jádra. V 50. letech se historické jádro rozšířilo ve všech téměř směrech rovnoměrně (viz Obr. 23). Přesto se vyšší podíl celkové rozlohy zástavby nachází na východní polovině obce. Rozvoj residenční zástavby do současnosti probíhal z větší části na luvizemích, komerční zástavba ukazuje podobný trend, ale přesto byly postaveny celky komerční zástavby v jižní části obce poblíž nově postaveného pražského okruhu (Obr. 24). Právě dopravní infrastruktura, pražský okruh a Vídeňská ulice, představují hlavní negativní vlivy na vývoj půdního krytu v Jesenici. Vídeňská ulice i pražský okruh prochází směrem od Prahy areálem černozemí a



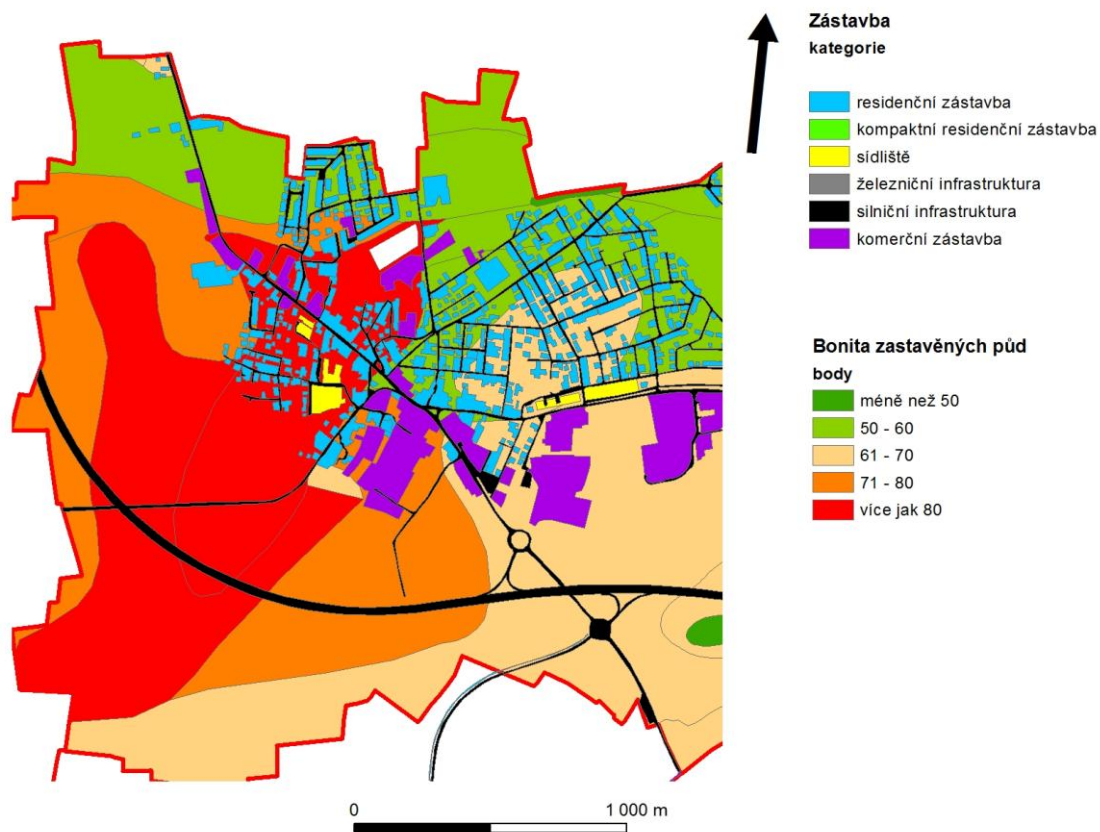
okolních hnědozemí. Právě budoucí vývoj půdního krytu v okolí dopravní infrastruktury bude určující z hlediska ochrany půd v Jesenici. Pohled na vývoj v Čestlicích, které jsou ve velmi exponované poloze poblíž D1, nebo v Nučicích u dálnice D5, ukazuje, že vývoj komerční zástavby kolem dálnic je špatně konrolovatelný.



Obr. 22: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v období Stablního katastru (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)



Obr. 23: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v 50. letech (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)



Obr. 24: Zástavba a bonita půd v kú Jesenice v současnosti (vlastní zpracování, podklady viz datové zdroje práce)

## 6. DISKUSE VÝSLEDKŮ PRÁCE

Vývoj zástavby v zázemí Prahy je svojí rychlostí srovnatelný s vývojem v samotné Praze. Toto souvisí zaprvé se změnou faktorů působících při rozvoji zástavby a také s nejasným vymezením městského zázemí. Vývoj Prahy i jejího zázemí je podobné intenzity jako v ostatních městech střední Evropy. Dle Kasanka et al. (2006) byl podíl rozlohy zástavby v 90. letech v Praze 34 %, ve Vídni, Mnichově a Drážďanech pak mezi 20 – 40 %. V souboru katastrů se současná hodnota podílu zástavby pohybovala v rozmezí 2 – 50 %, medián 13,5 %. Tato čísla ukazují na fakt, že zázemí Prahy je de facto uměle vymezeným územím a rozvoj zástavby zde probíhá rozdílně především podle

socioekonomických podmínek, proto je rozptyl hodnot značný. Vliv zde má také výrazně větší měřítko a neporovnatelnost hodnot na katastrální úrovni s hodnotami regionálními. Nárůstu rozlohy zástavby od 60. do 90. let 20. století byla dle výše citované studie v městech střední Evropy nejčastěji kolem hodnoty 140 %, Praha dosahuje hodnotu 150 %. Ve výsledném souboru katastrů se nárůst rozlohy zástavby od 50. let do současnosti pohybuje v rozmezí 80 – 700 %, větší vypovídací hodnotu má medián 290 %. Z hodnoty lze předpokládat, že intenzita nárůstu rozlohy zástavby v zázemí Prahy je minimálně srovnatelná s jejím rozvojem ve vlastní Praze. Tento fakt je samozřejmě ovlivněn tím, že některé katastry ze souboru spadají do území hlavního města. Vysoké hodnoty nárůstu, kolem 500 % byly zaznamenány i u katastrů mimo Prahu jako Jesenice, Čestlice, Dolní Jirčany nebo Lobeček. Z výsledků práce nelze vymezit konkrétní oblast pražského zázemí, kde je intenzita nárůstu zástavby nejvyšší, ale jedná se o několik katastrů (Letňany, Lobeček, Jesenice, Čestlice, Dolní Jirčany). Přesto je spojuje několik faktorů: blízkost dopravní infrastruktury nebo rozvoj konkrétního odvětví průmyslu. V případě jižního zázemí Prahy i katastru Újezd nad Lesy intenzitě nárůstu residenční zástavby napomohl fakt, že se jednalo o katastry méně zastavené a stavělo se tzv. na zelené louce.

Z pohledu bonity zastavěných ploch je v pražském zázemí situace komplikovaná, protože velká část zázemí se vyskytuje na vysoce úrodných půdách, které v některých katastrech tvoří homogenní pokryv. Potvrdilo se ohrožení vysoce bonitních půdních typů, na které na konkrétním příkladu komerční zástavby upozornil Šefrna a Spilková (2009). Příkladem tohoto tvrzení je vývoj zástavby v katastru Letňany, který však byl započat již v poválečných letech rozvojem strojírenství. Ochrany půdy je v tomto katastru v obtížné situaci, protože téměř celé území katastru pokrývají úrodné černozemě. Přesto by bylo vhodnější umístit průmyslový areál do starší městské zástavby blíže k centru. Trend ve vývoji rozlohy zástavby v Letňanech v posledních 20 letech umocnil rozvoj nákupních zón a center podél dopravní infrastruktury. Nadprůměrně bonitní půdy jsou ohroženy také kolem nové jižní části pražského okruhu. V souboru katastrů byla z této oblasti Jesenice, u níž překvapivě nedochází k rozsáhlé zástavbě nejkvalitnějších půd, ale vyhlídky budoucího vývoje nejsou pozitivní. Pohled do platného územního plánu ukazuje pozvolný rozvoj zástavby i v západní oblasti výskytu černozemí (OÚ Jesenice c2011). Obecně výsledky



ukazují na pozvolný nárůst bonity půd pod zástavbou u 11 katastrů ze souboru (viz Tab. 20). Šíření zástavby do krajiny je totiž ovlivněno především umístěním historického jádra a rozvojem infrastruktury v okolí.

Tab. 20: Bonita zastavěných půd v souboru katastrů

<b>NÁZEV KÚ</b>	<b>Bonita zastavěných ploch: Stabilní katastr</b>	<b>Bonita zastavěných ploch: III. vojenské mapování</b>	<b>Bonita zastavěných ploch: 50. léta</b>	<b>Bonita zastavěných ploch: současnost</b>
Bašť	88,129	88,487	88,004	84,601
Buštěhrad	82,822	84,495	78,571	79,717
Čestlice	56,129	53,765	60,756	56,398
Doní Jirčany	58,478	54,223	57,482	53,404
Dubeč	61,333	59,393	63,822	63,693
Hostouň u Prahy	64,857	68,948	68,737	69,959
Choteč u Prahy	40,982	43,886	47,422	47,029
Jesenice	72,424	74,454	74,665	71,565
Letňany	88,350	88,350	88,327	88,255
Lipence	70,576	59,045	56,695	57,729
Lobeček	57,084	60,131	45,966	40,871
Nučice u Rudné	82,292	83,088	73,967	73,400
Osnice	60,515	57,582	59,769	62,052
Pacov u Říčan	62,353	65,031	63,666	64,777
Řeporyje	73,569	72,037	74,301	76,735
Točná	60,230	59,522	59,285	58,954
Trněný Újezd	65,025	64,481	58,577	58,528
Tuchoměřice	55,968	62,277	62,808	63,835
Tursko	84,252	83,697	83,034	83,667
Újezd nad Lesy	61,674	62,034	65,885	65,402
Veleň	88,470	88,629	88,541	88,511
Zeleneč	75,482	75,000	76,308	77,100
<b>průměr</b>	<b>68,682</b>	<b>68,571</b>	<b>68,027</b>	<b>67,554</b>
<b>medián</b>	<b>64,941</b>	<b>64,756</b>	<b>64,853</b>	<b>65,090</b>
<b>směrodatná odchylka</b>	<b>12,625</b>	<b>12,732</b>	<b>12,177</b>	<b>12,754</b>

Pouhý nárůst průměrné bonity zastavěných půd neodráží prostorový vývoj zástavby v konkrétním území. Jak je ukázáno v části „Výsledky a vlastní práce“, tak i přestože průměrná bonita zastavěných ploch v Zelenci neustále mírně roste, tak v rámci daného území, je nová zástavba realizována na méně úrodné půdě. Environmentální dopady šířící se zástavby souvisí s rozlohou nepropustných povrchů. Právě ty ovlivňují hydrologickou bilanci krajiny, transport polutantů, albedo a tepelnou bilanci povrchů a také ovlivňují diverzitu půd kvůli fragmentaci. Vliv nepropustných povrchů se na hydrologické bilanci projevuje od podílu cca 25 %. Této úrovni ze souboru dosahují pouze Letňany a Lobeček. Kvůli administrativnímu vymezení zájmového území práce a kvůli relativně velkému měřítku nelze vliv na povrchový odtok prokázat. Katastr Lobeček navíc přímo hraničí s Vltavou, a proto vliv nepropustných povrchů v tomto katastru nebude odpovídat jejich podílu na celkové rozloze. Kromě výše uvedených katastrů se v souboru objevuje skupina katastrů s podílem nepropustných povrchů kolem 13 %. Jedná se o Čestlice, Jesenice, Řeporyje a Buštěhrad. Zejména katastry Čestlice a Jesenice, které zaznamenaly největší nárůst zástavby, jsou potenciálními katastry ohrožené v budoucnu změnami hydrologického cyklu. Z environmentálních dopadů bych ještě zmínil fragmentaci půdního prostředí a přílišnou intenzitu zástavby. V městském prostředí prokázal význam zelených pásů Gill et al. (2007, 2008). Na výsledcích práce se ukázalo, že průměrná vzdálenost nejbližší plošky zástavby postupně nenarůstá, jak předpokládá definice urban sprawlu o extenzivním využití krajiny. Tento předpoklad platil bez výjimky pouze v prvních fázích rozvoje zástavby, v posledních desetiletích přináší intenzivní rozvoj zástavby také ve volných prostorech mezi již postavenými celky. Ve většině katastrů tak dochází k intenzifikaci využití prostoru v příměstských obcích. Tento vývoj tlačí na zelené pásy v prostor obcí a vytváří rozlohy souvisle zastavených ploch. To s sebou nese dopady na mikroklima a také odtokové poměry. Vlivy na mikroklima a tepelnou bilanci se opět v území projevují výrazněji od podílu 50 % zastavěných ploch. Této hranice dosahuje opět jen Lobeček a téměř také Letňany. Z pohledu fragmentace půdního prostředí je určujícím parametrem délka hranic zástavby. Rozhraní zástavby je také důležitým parametrem pro šíření polutantů ze zastavěných ploch. Kromě plošné zástavby je tento parametr citlivý na rozptýlenou rekreační a residenční zástavbu. Proto je nutné zhodnotit území z celkového

pohledu. Z hlediska kontaminace má největší význam silniční infrastruktura a průmyslové areály, byl mapován vliv na zástavby na koloběh dusíku (Aelion, Shaw a Wahl 1997) a kontaminace chlórem (Jin et al. 2011). Dopad na oběh kontaminantů by mohly znamenat velké parkovací plochy v Letňanech, průmyslové areály v Lobečku nebo i haly v Čestlicích. Vliv na kontaminaci je ale spíše lokálního měřítka, podobně jako vliv na diverzitu půdního prostředí. Největší délky hranic zástavby dosáhl katastr Újezd nad Lesy díky enormnímu rozvoji nové residenční zástavby (viz Příloha 4). Ta z hlediska kontaminace není takovým problémem. Hodnocení diverzity bylo zvoleno jako součást práce především z metodických důvodů. Hodnocení diverzity půd probíhá buď na výrazně menších měřítkách (Ibanez et al 1998) nebo je pedodiverzita zkoumána společně s geodiverzitou reliéfu (Phillips 2001). Výchozím předpokladem práce bylo postupné snížení diverzity kvůli rozrůstající se zástavbě. Jelikož diverzita souvisí s rozlohou půdních subtypů, tento předpoklad byl zčásti naplněn. Výpočet diverzity půd, ale zahrnuje určení taxonomických odlišností a souvisí s podílem jednotlivých subtypů v rámci katastru. Proto byl metodický výpočet diverzity půd složitější. Zvolená rozhodovací pravidla pro výpočet taxonomické odlišnosti vedla k dobrým výsledkům (viz příloha 3), na úrovni některých subtypů by bylo vhodné použít detailnější členění. Srovnání s taxonomickou diverzitou vypočtenou pro australský taxonomický systém je obtížné kvůli odlišné struktuře půdního fondu (Minasny a McBratney 2007). Pro český taxonomický systém jsem odpovídající srovnání nenalezl. Přesto výsledky Shannonova indexu se započtením taxonomických rozdílů kopírují předpoklady vycházejících z geodiverzity území. Jak se ukazuje i při pohledu na DMT pražského zázemí, tak maximální diverzita je v jihozápadní části v katastrech Choteč, Trněný Újezd nebo Nučice. V tomto území je také značná pestrost substrátů daná sledem sedimentárních a přeměněných hornin Barrandienu. Katastrem s největší pedodiverzitou je Choteč, dále Řeporyje a Hostouň. Postupné snížení diverzity se potvrdilo u katastrů Nučice, Čestlice, Jesenice nebo Dolní Jirčany. Nejedná se o katastry s největším nárůstem zástavby, ale ty kde zástavba zasahuje do více půdních subtypů. Využití vícerozměrných metod a softwaru R bylo další metodickým cílem této práce. Softwaru R a hlavně extenze R Commander prokázala širokou paletu nástrojů a možností využití při zpracování dat přírodovědeckého výzkumu. Grafická podoba výstupů lze celkem adekvátně upravit a tím

se odstraňuje hlavní výhoda komerčních programů. Další překážka, obtížné uživatelské prostředí programu R, je překonatelné díky extenzi R Commander, která poskytuje rozhraní pro přístup k metodám. Výhodou je také široká a volně dostupná dokumentace k programu. Hodnocení výstupů vícerozměrných metod naráží na vhodný výběr parametrů a předzpracování dat. I přestože jsem narazil na některé problémy, např. georeference Stablního katastru, tak standardizace a průřezové hodnocení souboru jako celku mělo za cíl nepřesnosti eliminovat. Data Stablního katastru jsou i přes některé problémy nenahraditelným zdrojem informací. Výsledky vícerozměrných metod prokázaly, že všechny tyto statistiky slouží pouze pro lepší orientaci v souboru a při interpretaci procesů a trendů je výhodné se orientovat také v původních datech a využít tzv. holistický přístup (více viz Metodika práce). V závěrečném odstavci diskuse bych rád nastínil některé návrhy ochrany půd v zázemí měst, kde je na půdu vyšší tlak než v běžném území.

Jelikož půda představuje v pojetí využití půdy surovinu a zdroj, tak většina mechanismů její ochrany počítá s nějakým určením ceny, hodnoty půdy. Tato cena je pak při zastavení půdy uhrazena. Určení ceny vychází v české legislativě z bodového hodnocení bonitačního systému. Zavedení komplexního ekologického hodnocení by posunulo hodnocení směrem k širšímu, ekosystémovému pojetí půdy. Určení odpovídající cenové hladiny pro odvody ze ZPF je hlavním úkolem. Na Slovensku se cena zemědělské půdy pohybuje na trojnásobku ceny v Česku.

Důležité pro ochranu půdy je také to, kam plynou prostředky z plateb za zástavbu půdy. Většina z nich jde do rozpočtu ČR a 10 % jde do rozpočtu obce (zákon o ochraně ZPF 334/1992 Sb.). V evropských zemích je rozvoj zástavby v starých sídelních oblastech podpořen z dotačních titulů a fondů. Právě peníze z odvodů by mohly být zdrojem těchto prostředků. Úroveň pro výběr prostředků z odvodů by nebyla státní, ale regionální, obdobně jako v Rakousku. Obce by nedostávaly peníze z odvodů, ale naopak by dostávaly peníze, pokud by nechávaly nezastavěné nejkvalitnější půdy v rámci svého území. Z těchto prostředků by šlo podpořit renovace a rekonstrukce na již zastavěné půdě. Další vhodnou podporou je zahrnutí údaje o bonitě do výpočtu daně z nemovitosti (Roakes 1996). Při zástavbě mimo schválenou územní dokumentaci by se původní daň z nemovitosti zvýšila

dle bonity půdy. Toto opatření by mohlo být odstupňováno minimální rozlohou, aby neomezovalo drobné úpravy a změny. Oproti tomu při využití staré plochy zástavby a její renovaci by mohla být daň z nemovitosti odpuštěna na určité období. Častým opatřením, které je přijímáno do územních plánů městských celků, je zabudování zelených pásů, nahrazení nepropustných materiálů propustnými např. na plochách parkovišť. Tato opatření jsou i v ČR částečně realizována a představují posun dobrým směrem. Jak je vidět na výsledcích práce, tak rozvoj zástavby půd je velmi nerovnoměrný, a proto je výhodné ponechat rozhodování o ochraně půd na lokální úrovni. Zobecnění vývoje zástavby v jednotlivých částech pražského zázemí je značně zjednodušené, protože rozvoj zástavby se řídí mnoha faktory. Nelze proto jednoznačně určit, zda například v jižní části zázemí probíhá zástavba půd rychleji než v západní části. Kvůli této variabilitě představují vícerozměrné metody vhodný prostředek pro lepší orientaci v heterogenním zázemí Prahy. Další rozvoj zázemí Prahy je závislý na tom, které faktory budou vnímány jako hlavní. Téměř ve všech případech využití krajiny existuje alternativa, která představuje nižší zásah do půdního fondu. Bylo by vhodné, aby se právě ochrana půdního fondu dostala do většího popředí při rozhodování o využití určitého území nebo při realizaci stavebních záměrů. Jen tím, že se změní přístup k ochraně půd v praxi, lze dosáhnout naplnění formulací, které jsou zakotveny v zákonu o ochraně zemědělského půdního fondu a také v dokumentech EU.

## **7. ZÁVĚR**

Výsledky práce potvrdily některé předpokládané trendy ve vývoji zástavby v pražském zázemí. Samozřejmým trendem je nárůst zastavěných ploch, který bude zřejmě dále pokračovat. Tempo nárůstu je v shodě s nárůstem v zázemích okolních měst střední Evropy, ačkoliv kvůli odlišnému prostorovému měřítku je srovnání pouze orientační a velmi závisí na výchozích podmínkách (Praha X Bratislava). Intenzita nárůstu rozlohy zastavěných ploch v posledních 50 letech se v souboru katastrů se pohybuje v rozmezí 80 – 700 %. Pražské zázemí je tedy i z pohledu tohoto parametru značně různorodé. Při vývoji zástavby jsem dále kladl velký důraz na bonitu zastavovaných půd.

Přepoklad jejího postupného nárůstu byl potvrzen v katastrech Tuchoměřice, Hostouň, Choteč nebo Zeleneč. Výsledky ale ukazují další souvislosti. Při hodnocení bonity zastavěných půd nelze vycházet pouze z průměrné bonity, lepší pohled ukazuje celková mapka území s vyznačením jednotlivých půdních typů. Stará historická jádra sídel se totiž často vyskytovala v údolních polohách nebo na kvartérních terasách, obecně na méně kvalitních půdách. Přirozeným důsledkem rozvoje zástavby je poté pozvolný nárůst bonity půd pod zástavbou. Z hlediska ochrany půd je určující, zda jsou v rámci katastru zastavovány nejúrodnější půdy. Překvapivě byly i z tohoto pohledu zjištěny pozitivní trendy například v katastrech Jesenice nebo Zeleneč. Oproti tomu v katastrech Letňany a Lobeček bonita zastavěných půd nenarůstá, ale katastry jsou významné celkovým podílem zástavby i délkou jejích hranic. Tyto 2 katastry jsou jediné jednotky, kde rozloha zástavby dosahuje úrovně, kdy může ovlivnit hydrologický cyklus i mikroklima území. Přesný vliv plošné zástavby na fungování energo materiálových toků v krajině nelze bez konkrétních dat prokázat. Z pohledu vývoje struktury zástavby nebyl potvrzen nárůst průměrné vzdálenosti nejbližší plošky zástavby, který vycházel z definic urban sprawlu. Tento ukazatel postupně rostl až do 50. let, ale současná zástavba se vlivem intenzivního nárůstu rozlohy vyznačuje spíš poklesem vzdálenosti nejbližší plošky zástavby.

Hlavním cílem práce bylo prostorově vymezit v pražském zázemí skupiny katastrů nebo celé oblasti, kde dochází z hlediska hospodaření s půdou k podobným trendům. Metodickým cílem práce bylo k tomu využít program R a některé vícerozměrné metody. Program R se osvědčil překvapivě snadnou ovladatelností díky rozšíření R Commander a jeho výhodou je také široká nabídka manuálů online. Jeho hlavní výhodou pak zůstává licence zdarma. Z hlediska 2 hlavních kritérií, bonity zastavěných půd a celkové diverzity půd se jako území s nejohroženějšími půdami ukazuje západní a jihozápadní zázemí Prahy, katastry Hostouň, Buštěhrad nebo Tuchoměřice. Velmi kvalitní půdy jsou zastavovány v katastru Letňany, kde je ovšem velmi nepatrná diverzita půd, proto je třeba tento katastr hodnotit odděleně. Méně ohrožená je diverzita a bonita půd v katastrech Dubeč, Lobeček, Újezd nad Lesy nebo Čestlice. V každém území je ale potřeba hledat optimální možnost rozvoje zástavby i s ohledem na bonitu půd. Z pohledu celkového členění katastrů v současnosti jsem vymezil tyto katastry, kde se zástavba rozvíjí s vysokou

intenzitou: Letňany, Lobeček, Jesenice, Řeporyje, Čestlice a Buštěhrad. Struktura zástavby se u těchto jednotek liší. Letňany a Lobeček se vyznačují velkoplošnou zástavbou, která je poměrně rozptýlená a má vysokou délku hranic zástavby. Podobným vývojem, i když s menší intenzitou a především na méně kvalitních půdách, prošel katastr Čestlice. V těchto katastrech má zástavba největší potenciál ovlivňovat fungování krajiny. Jesenice a Řeporyje jsou katastry s vysokým rozvojem residenční zástavby, v případě Řeporyjí dochází vlivem zástavby k poklesu diverzity půd a zástavbě velmi kvalitních půd. Katastr Buštěhrad se charakterem a rozsahem osídlení liší od ostatních katastrů. Už od poloviny 19. stol. patřil mezi katastry s vysokou rozlohou zástavby a tuto pozici si udržel až současnosti. Dnes je zde patrný také rozvoj komerční zástavby, která se vyznačuje nižší hustotou plošek a jejich rozptýleností. Tento vývoj souvisí s polohou Buštěhradu v zázemí Kladna a poblíž dálniční infrastruktury. K omezení velkoplošné zástavby úrodných půd jsou v práci navrženy některé postupy přejaté z okolních států a odborných prací. Zahrnují 2 hlavní okruhy opatření: určení adekvátní výše odvodů ze zástavby zemědělské půdy a podpora výstavby a renovací v již zastavěném území. K těmto cílům může dopomoci „Systém komplexního hodnocení půd“, nejdůležitější a nejsložitější je ale postupná změna zavedené praxe k ochraně půdy na místních úřadech samospráv. Pouze motivace pomocí dotačních titulů a finančních výhod může tento vývoj nastartovat obdobně jako v okolních státech, Rakousku nebo Německu.

## 8. ZDROJE INFORMACÍ A DAT

Všechny citace uvedené v práci jsou dle ČSN ISO 690 za použitím níže uvedených webových stránek

Citace.com [online]. c2004-2012 [cit. 2012-02-29]. Dostupné z: [www.citace.com](http://www.citace.com)

### ZDROJE PROGRAM R

ANTONIADIS, A. a R. GENTLEMAN. UNIVERSITY OF MILAN. *Lab 5: Cluster Analysis Using R and Bioconductor*. Miláno, 2003. Dostupné z: <http://www.bioconductor.org>

FOX, John. *Getting Started With the R Commander*. 1.7.0. Hamilton, Ontario, 2011. Dostupné z: <http://socserv.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/Getting-Started-with-the-Rcmdr.pdf>

HORNIK, Kurt a Walter BOEHM. *Package 'clue'*. Dostupné z: <http://cran.r-project.org/>, 2012.

HUBERT, Lawrence J., P. ARABIE a J. MEULMAN. *The structural representation of proximity matrices with MATLAB*. Philadelphia: SIAM, 2006. ISBN 0898716071. Dostupné z: [www.google.cz/books](http://www.google.cz/books)

KABACOFF, Robert I. *Quick - R* [online]. c2012 [cit. 2012-02-01]. Dostupné z: <http://www.statmethods.net/>

Multidimensional Scaling: British Water Voles and Voting in US Congress. EVERITT, Brian S. a Torsten HOTHORN. *A Handbook of Statistical Analyses Using R*. 1. Londýn: Chapman and Hall, 2006, s. 3-7. ISBN 1584885394.

SEO, Minkoo. *Computational Prediction* [online]. 2011 [cit. 2012-02-01]. Dostupné z: <http://mkseo.pe.kr/stats/?p=10>

SMITH, Thomas J. Constructing ultrametric and additive trees based on the L1 norm. *Journal of Classification*. 2001, roč. 18, č. 2. Dostupné z: <http://www.springerlink.com>

SWISS FEDERAL INSTITUT OF TECHNOLOGY ZURICH. *Seminar for statistics* [online]. 2011 [cit. 2012-02-01]. Dostupné z: <http://stat.ethz.ch/>

*The Comprehensive R Archive Network* [online]. 2011 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://cran.r-project.org/>

VENABLES, W.N. a D.M. SMITH. R DEVELOPMENT CORE TEAM. *An Introduction to R*. 2.14.1. 2011. Dostupné z: [cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf](http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf)

YAU, Chi. *An R introduction to R statistics* [online]. c2009 - 2012 [cit. 2012-02-01]. Dostupné z: <http://www.r-tutor.com/>



## **ZDROJE OSTATNÍ**

ALIG, Ralph J., Jeffrey D. KLINE a Mark LICHTENSTEIN. Urbanization on the US landscape: looking ahead in the 21st century. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2004, roč. 69, 2-3, s. 219-234 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2003.07.004. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

ANTROP, Marc a VAN EETVELDE. Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2000, roč. 50, 1-3 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

AEILION, C. Marjorie, J.N. SHAW a M. WAHL. Impact of suburbanization on ground water quality and denitrification in coastal aquifer sediments. *Journal of experimental marine biology and ecology* [online]. 1997, roč. 213, č. 1 [cit. 2012-02-07]. ISSN 00220981. DOI: 0022-0981/97. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

AMUNDSON, Ronald, Y. GUO a P. GONG. Soil Diversity and Land Use in the United States. *Ecosystems* [online]. 2003, roč. 6, č. 5 [cit. 2012-02-07]. DOI: 10.1007/s10021-002-0160-2. Dostupné z: [www.jstor.org](http://www.jstor.org)

BALATKA, Břetislav; KALVODA, Jan. *Geomorfologické členění reliéfu Čech*. Praha : Kartografie Praha, 2006. 77 s.

BATISANI, Nnyaladzi a Brent YARNAL. Urban expansion in Centre County, Pennsylvania: Spatial dynamics and landscape transformations. *Applied Geography* [online]. 2009, roč. 29, č. 2, s. 235-249 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01436228. DOI: 10.1016/j.apgeog.2008.08.007. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

BEJBLOVÁ, Klára. *Managment půd velkých investičních akcí na příkladu průmyslové zóny Kolín – Ovčáry*. Praha: Univerzita Karlova v Praze, 2010. 111 s. Vedoucí práce Luděk Šefrna.

BIČÍK, I., et al. „Databáze projektu Grantové agentury České republiky GAČR 205/09/0995 „Regionální diferenciacie a potenciální rizika využití ploch jako odraz funkčních změn krajiny Česka 1990-2010“. —. c2009 – 2010. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra sociální geografie a regionálního rozvoje.

BREURE, Anton M., Christian MULDER, Jörg RÖMBKE a Andrea RUF. Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2005, roč. 62, č. 2, s. 211-229 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01476513. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.025. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

BRŮNA, V., KŘOVÁKOVÁ, K.: Analýza změn krajinné struktury s využitím map Stablního katastru. In: HISTORICKÉ MAPY. Zborník z vedeckej konferencie, Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky, Bratislava, 2005, s. 27 - 34, ISBN 80-968365-7-9, ISSN 1336-6262.

BRŮNA, V., KŘOVÁKOVÁ, K., NEDBAL, V. Stablní katastr jako zdroj informací o krajině. In: Historická geografie 33. Historický ústav AV ČR, Praha, 2005, s. 397-409. ISSN 0323-0988, ISBN 80-7286-080-1.

BURNS, Douglas, Tomas VITVAR, Jeffrey MCDONNELL, James HASSETT, Jonathan DUNCAN a Carol KENDALL. Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA. *Journal of Hydrology* [online]. 2005, roč. 311, 1-4, s. 266-281 [cit. 2012-02-07]. ISSN 00221694. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.01.022. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

CARLSON, Toby N. a S. TRACI ARTHUR. The impact of land use - land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. *Global and Planetary Change* [online]. 2000, roč. 25, 1-2, s. 49-65 [cit. 2012-02-27]. ISSN 09218181. DOI: 10.1016/S0921-8181(00)00021-7. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

COMBER, A., FISHER, P., WADSWORTH, R., 2005, "What is land cover?" *Environment and Planning B: Planning and Design*, roč. 32, č.2, 199 – 209. Dostupné z: <https://lra.le.ac.uk>

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITIES. *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL: establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC*. Brusel, 2006. Dostupné z: <http://ec.europa.eu>

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITIES. *Thematic Strategy for Soil Protection: COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL, THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS*. Brusel, 2006. Dostupné z: <http://ec.europa.eu>

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITIES. *Towards a Thematic Strategy for Soil Protection: COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL, THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS*. Brusel, 2002. Dostupné z: <http://ec.europa.eu>

COSTANZA, Robert, Ralph D'ARGE, Rudolf DE GROOT, Stephen FARBER, Monica GRASSO, Bruce HANNON, Karin LIMBURG, Shahid NAEEM, Robert V. O'NEILL, Jose PARUELO, Robert G. RASKIN, Paul SUTTON a Marjan VAN DEN BELT. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* [online]. 1997-5-15, roč. 387, č. 6630, s. 253-260 [cit. 2012-02-27]. ISSN 0028-0836. DOI: 10.1038/387253a0. Dostupné z: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/387253a0>

COUNCIL OF EUROPE. *Committee for the activities of the Council of Europe in the field of biological and landscape diversity*. Strasbourg, 2003.

Česká republika. O ochraně zemědělského půdního fondu. In: *114/1992 Sb.* 1992. Dostupné z: <http://www.mzp.cz>

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD. *Veřejná databáze ČSÚ* [online]. 2012 [cit. 2012-02-28]. Dostupné z: <http://vdb.czso.cz>

DAILY, Gretchen C. ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA. *Biodiversity and Human Health* [online]. c2000 - 2002 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://www.wms.org/biod/value/index.html>

DEMEK, Jaromír. *Obecná geomorfologie*. 1. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1983.

European Environment Agency [online]. Copenhagen, 2011 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://www.eea.europa.eu>

European Environment Agency, Joint research center. *The State of Soil in Europe* [online]. 2012 [cit. 2012-02-29]. ISBN 978-92-79-22806-3. Dostupné z: <http://ec.europa.eu>

ELVIDGE, Christopher D., Benjamin T. TUTTLE, Paul C. SUTTON, Kimberly E. BAUGH, Ara T. HOWARD, Cristina MILESI, Budhendra BHADURI a Ramakrishna NEMANI. Global Distribution and Density of Constructed Impervious Surfaces. *Sensors* [online]. 2007, roč. 7, č. 9, s. 1962-1979 [cit. 2012-02-27]. ISSN 1424-8220. DOI: 10.3390/s7091962. Dostupné z: <http://www.mdpi.com/>

EUROPEAN COMMUNITIES. *Alpine Convention of 1991 in the field of soil conservation Soil Conservation Protocol*. Strasbourg, 1991 - 1996.

EUROPEAN COMMUNITIES. *European Soil Bureau* [online]. 1995 - 2010 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esbn/>

FILIP, Z. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems* [online]. 2002, roč. 88, č. 2, s. 169-174 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01678809. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00254-7. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

FORMAN, Richard T. a Michel GODRON. *Krajinná ekologie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1993, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.

FRENKEL, Amnon; ASHKENAZI, Maya. Measuring urban sprawl: how can we deal with it ?. *Environment and Planning B: : Planning and Design*. 2008, roč. 35, č. 1, s. 56-79.

FRIEDLAND, V.M. Structure of the soil mantle. *Geoderma* [online]. 1974, roč. 12, č. 1 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

GAČR. *Georeferencování a kartografická analýza historických mapování Čech, Moravy a Slezska* [online]. 2004, 1.8. 2007 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://projekty.geolab.cz/gacr/a/index.htm>

GAYDA, Sylvie, et al. SCATTER PROJECT. *Sprawling cities and transport: from Evaluation to Recommendation*. Stratec, Belgie, 2005.

GAFFIELD, J., et al. Public Health Effects of Inadequately Managed Stormwater Runoff. *American Journal of Public Health*. 2003, roč. 93, č. 9, s. 1527-1533.

GARDNER, Robert H. a Monica G. TURNER. *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. [2. print.]. New York [u. a.]: Springer-Verl, 1990. ISBN 03-879-4241-6.

GEODIS. *Geodis* [online]. 2009-2010 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://www.geodis.cz/>

GILL, S.E, J.F HANDLEY, A.R ENNOS a S PAULEIT. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment* [online]. 2007-03-13, roč. 33, č. 1, s. 115-133 [cit. 2012-02-27]. ISSN 02637960. DOI: 10.2148/benv.33.1.115. Dostupné z: <http://openurl.ingenta.com/>

GILL, Susannah E., John F. HANDLEY, A. Roland ENNOS, Stephan PAULEIT, Nicolas THEURAY a Sarah J. LINDLEY. Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2008, roč. 87, č. 3, s. 210-222 [cit.

2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.06.008. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

GRIMM, N. B., S. H. FAETH, N. E. GOLUBIEWSKI, C. L. REDMAN, J. WU, X. BAI a J. M. BRIGGS. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* [online]. 2008-02-08, roč. 319, č. 5864, s. 756-760 [cit. 2012-02-27]. ISSN 0036-8075. DOI: 10.1126/science.1150195. Dostupné z: <http://www.sciencemag.org/>

Guth J. a Kučera T.: Monitorování změn krajinného pokryvu s využitím DPZ a GIS. – Příroda, Praha, 10: 107–124.

GZYL, Jadwiga. Soil protection in Central and Eastern Europe. *Journal of Geochemical Exploration* [online]. 1999, roč. 66, 1-2, s. 333-337 [cit. 2012-02-27]. ISSN 03756742. DOI: 10.1016/S0375-6742(99)00003-5. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

HAASE, Dagmar a Henning NUISSL. Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy?. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2007, roč. 80, 1-2, s. 1-13 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2006.03.011. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

HAASE, Dagmar, Ulrich WALZ, Marco NEUBERT a Matthias ROSENBERG. Changes to Central European landscapes?Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany. *Land Use Policy* [online]. 2007, roč. 24, č. 1, 248-263 [cit. 2012-02-12]. DOI: 10.1016/j.landusepol.2005.09.003. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>.

HAASE, Dagmar. Effects of urbanisation on the water balance ? A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review* [online]. 2009, roč. 29, č. 4, 211-219 [cit. 2012-02-07]. DOI: 10.1016/j.eiar.2009.01.002. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

HAVEL, Petr. SPOLEČNOST PRO OCHRANU PŮDY V ČR. *Společnost pro ochranu půdy v ČR* [online]. 2012 [cit. 2012-02-28]. Dostupné z: <http://www.ochranapudy.cz/>

HAYGARTH, Philip M. a Karl RITZ. The future of soils and land use in the UK: Soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy* [online]. 2009, roč. 26, č. 1, S187-S197 [cit. 2012-02-27]. ISSN 02648377. DOI: 10.1016/j.landusepol.2009.09.016. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

HNILIČKA, Pavel. *Sídelní kaše: otázky k suburbánní výstavbě kolonií rodinných domů*. Vyd.1. Brno: ERA, 2005, 131 s. ISBN 80-736-6028-8.

HOLE, Francis D. AN APPROACH TO LANDSCAPE ANALYSIS WITH EMPHASIS ON SOILS. *Geoderma*. 1978, roč. 21, č. 1. ISSN 0016-7061.

HOWARD, P.J.A. Soil protection and soil quality assessment in the EC. *The Science Of The Total Environment*. 1993, 1-2.

HUPY, Christina M., Randall J. SCHAETZL, Joseph P. MESSINA, Joseph P. HUPY, Paul DELAMATER, Helen ENANDER, Brandi D. HUGHEY, Rebecca BOEHM, Matthew J. MITROKA a Michael T. FASHOWAY. Modeling the complexity of different, recently deglaciated soil landscapes as a function of map scale. *Geoderma* [online]. 2004, roč. 123, 1-2, s. 115-130 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.030. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

CHLUPÁČ, Ivo, et al. *Geologická minulost České republiky*. Vyd. 2. Praha : Academia , 2011. 436 s.

IBÁÑEZ, J.J., S. DE-ALBA, A. LOBO a V. ZUCARELLO. Pedodiversity and global soil patterns at coarse scales (with discussion). *Geoderma* [online]. 1998, roč. 83, 3-4, s. 171-192 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00147-X. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

IBÁÑEZ, J.J., ALBA, F.F. BERMUDEZ a A. García ÁLVAREZ. Pedodiversity: concepts and measures. *Catena*[online]. 1995, roč. 24, č. 3 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

IBÁÑEZ, J.J., R. PÉREZ-GÓMEZ a F. SAN JOSÉ MARTÍNEZ. The spatial distribution of soils across Europe: A fractal approach. *Ecological Complexity* [online]. 2009, roč. 6, č. 3, s. 294-301 [cit. 2012-02-27]. ISSN 1476945X. DOI: 10.1016/j.ecocom.2009.05.008. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

INSTITUTE FOR ECOLOGY OF URBAN AREAS. *CircUse* [online]. c2010 [cit. 2012-03-02]. Dostupné z: [www.circuse.eu](http://www.circuse.eu)

JANDERKOVÁ, J., et al. AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR, Ministerstvo životního prostředí. „*Systém komplexního hodnocení půd*“: VaV 640/3/99. Brno, 1999-2000, 76 s.

JIN, Li, Paul WHITEHEAD, Donald I. SIEGEL a Stuart FINDLAY. Salting our landscape. *Environmental Pollution* [online]. 2011, roč. 159, č. 5 [cit. 2012-02-27]. ISSN 02697491. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.01.029. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

KALNAY, Eugenia a Ming CAI. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* [online]. 2003, roč. 423, č. 6939, s. 528-531 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00280836. DOI: 10.1038/nature01675. Dostupné z: <http://www.nature.com/>

KASANKO, Marjo, José I. BARREDO, Carlo LAVALLE, Niall MCCORMICK, Luca DEMICHELI, Valentina SAGRIS a Arne BREZGER. Are European cities becoming dispersed?. *Landscape and Urban Planning*[online]. 2006, roč. 77, 1-2, s. 111-130 [cit. 2012-02-28]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2005.02.003. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

KAUFMAN, Martin M. a William M. MARSH. Hydro - ecological implications of edge cities. *Landscape and Urban Planning* [online]. 1997, roč. 36, č. 4 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/S0169-2046(96)00359-3. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

KIMPE, Christian De a Jean Louis MOREL. URBAN SOIL MANAGEMENT: A GROWING CONCERN. *Soil science* [online]. Baltimore: Williams, 2000, roč. 165, č. 1 [cit. 2012-02-07]. ISSN 0038075x. Dostupné z: <http://journals.lww.com>

KOWARIK, Ingo a Stefan KÖRNER. *Wild urban woodlands: new perspectives for urban forestry*. New York: Springer, c2005, 299 s. ISBN 35-402-3912-X.

KOŽELOUH, Jiří. *Environmentální dopady prostorové expanze velkoplošného maloobchodu v České republice 2003-2009: výsledky výzkumu*. Brno: Nezávislé sociálně ekologické hnutí - Nesehnutí, 2010, 34 s. ISBN 978-80-87217-06-1.

*Krajina 2002: od poznání k integraci : Ústí nad Labem 2002 : [konference]*. Jan Němec. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 2002. ISBN 80-721-2225-8.

KRUŽÍKOVÁ, Eva. Právo životního prostředí. BOBEK, Michal, Pavel MOLEK a Vojtěch ŠIMÍČEK. *Komunistické právo v Československu: kapitoly z dějin bezpráví*

KUCHAŘ, Karel. *Naše mapy odedávna do dneška*. 1. vyd. Praha: Československá akademie věd, 1958, 129 s.

LABORATOŘ GEOINFORMATIKY, Fakulta životního prostředí University J. E. Purkyně v Ústí nad Labem. *Oldmaps - Staré mapy* [online]. c2001-2010 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://oldmaps.geolab.cz/>

LEIPZIG CHARTER on Sustainable European Cities. Lipsko, 2007. Dostupné z: <http://www.infocooperare.ro>

LIPSKÝ, Zdeněk. Nová divočina v kulturní krajině ?. In: *Kulturní krajina: příspěvky z 21. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 16. a 17. února 2004 v Brně*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2004, s. 42-63.

MAGISTRÁT HLAVNÍHO MĚSTA PRAHY. *Praha životní prostředí 2009* [online]. 2010 [cit. 2012-02-29]. Dostupné z: <http://envis.praha-mesto.cz>

MARTÍN, Miguel Angel a José-Manuel REY. On the role of Shannon's entropy as a measure of heterogeneity. *Geoderma* [online]. 2000, roč. 98, 1-2, s. 1-3 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/S0016-7061(00)00049-5. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

MAŠÁT, Karel, et al. *Metodika vymezení a mapování bonitovaných půdně ekologických jednotek*. Praha : [s.n.], 2002. 113 s.

MINISTERSTVO PRO MÍSTNÍ ROZVOJ. *Strukturální fondy EU* [online]. 2012 [cit. 2012-03-02]. Dostupné z: <http://www.strukturalni-fondy.cz>

MINASNY, Budiman, Alex. B. MCBRATNEY a Alfred E. HARTEMINK. Global pedodiversity, taxonomic distance, and the World Reference Base. *Geoderma* [online]. 2010, roč. 155, 3-4, s. 132-139 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2009.04.024. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

MINASNY, Budiman a Alex B. MCBRATNEY. Incorporating taxonomic distance into spatial prediction and digital mapping of soil classes. *Geoderma* [online]. 2007, roč. 142, 3-4, s. 285-293 [cit. 2012-02-07]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.08.022. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/>

MCBRATNEY, Alex a Budiman MINASNY. On measuring pedodiversity. *Geoderma* [online]. 2007, roč. 141, 1-2, s. 149-154 [cit. 2012-02-07]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.05.012. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

MELOUN, Milan a Jiří MILITKÝ. *Kompendium statistického zpracování dat: Metody a řešené úlohy*. Praha: Academia, 2006. ISBN 80-200-1396-2.

MELOUN, Milan a Jiří MILITKÝ. *Statistická analýza experimentálních dat*. Praha: Academia, Akademie věd ČR, 2004. ISBN 80-200-1254-0.

MILNE, G. A SOIL RECONNAISSANCE JOURNEY THROUGH PARTS OF TANGANYIKA TERRITORY DECEMBER 1935 TO FEBRUARY 1936. *Journal of Ecology* [online]. 1947, roč. 35, 1/2 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://www.jstor.org>

MINASNY, Budiman a Alex B. MCBRATNEY. Incorporating taxonomic distance into spatial prediction and digital mapping of soil classes. *Geoderma* [online]. 2007, roč. 142, 3-4, s. 285-293 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00167061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.08.022. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *Zpráva o stavu zemědělství za rok 2010*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2011. ISBN 978-80-7434-005-5.

MONTANARELLA, Luca. INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. *Historical overview on soil protection policies in the European Union (1952 -2006)*. European Commission, 2007.

NAVEH, Zev. What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2000, roč. 50, 1-3 [cit. 2012-02-07]. DOI: [10.1016/S0169-2046\(00\)00077-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00077-3) . Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

NĚMEC, Jiří. *Bonitace a oceňování zemědělské půdy České republiky*. Praha : VÚZE, 2001. 260 s.

NĚMEC, J. a J. KUČERA. Land market development after the accession to the EU. *Agricultural Economics* [online]. 2007, roč. 53, č. 4 [cit. 2012-02-28]. Dostupné z: <http://agriculturejournals.cz>

NĚMEČEK, Jan, et al. *Průzkum zemědělských půd ČSSR : Souborná metodika*. Praha : [s.n.], 1967. 247 s.

NĚMEČEK, J.; SMOLÍKOVÁ, L.; KUTÍLEK, M. *Pedologie a paleopedologie*. Vyd. 1. Praha : Academia , 1990. 522 s.

*Nesehnutí, o.s.* [online]. 2012 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://nesehnuti.cz/>

NILSSON, Kjell. PLUREL. *Publishable final activity report*. Copenhagen, 2011. Dostupné z: [www.plurel.net](http://www.plurel.net)

NUISSL, Henning, Dagmar HAASE, Martin LANZENDORF a Heidi WITTMER. Environmental impact assessment of urban land use transitions? A context-sensitive approach. *Land Use Policy* [online]. 2009, roč. 26, č. 2, s. 414-424 [cit. 2012-02-07]. ISSN 02648377. DOI: 10.1016/j.landusepol.2008.05.006. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

ODEH, I.O.A., 1998 In Discussion of: IBÁÑEZ, J.J., S. DE-ALBA, A. LOBO a V. ZUCARELLO. Pedodiversity and global soil patterns at coarse scales (with discussion). *Geoderma* [online]. 1998, roč. 83, 3-4.

*OÚ Jesenice* [online]. (c) 2011 [cit. 2012-04-16]. Dostupné z WWW: <[www.oujesenice.cz](http://www.oujesenice.cz)>.

OUŘEDNÍČEK, Martin, et al. *Suburbanizace Česká republika* [online]. c2008-2012 [cit. 2012-02-28]. Dostupné z: [www.suburbanizace.cz](http://www.suburbanizace.cz)

OUŘEDNÍČEK, Martin. Suburbanizace Prahy. *Sociologický časopis* [online]. 2003, roč. 39, č. 2 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: [sreview.soc.cas.cz](http://sreview.soc.cas.cz)

PAULEIT, Stephan, Roland ENNOS a Yvonne GOLDING. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change – a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2005, roč. 71, 2-4, s. 295-310 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.03.009. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

PHILLIPS, Jonathan D. Divergent evolution and the spatial structure of soil landscape variability. *CATENA* [online]. 2001, roč. 43, č. 2, s. 101-113 [cit. 2012-02-27]. ISSN 03418162. DOI: 10.1016/S0341-8162(00)00122-3. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

PLUREL. *Rural – Urban Regions and Peri-urbanisation in Europe: Towards a European Policy to Sustain Urban-Rural Futures*. Copenhagen, c2010. Dostupné z: [www.plurel.net](http://www.plurel.net)

PROKOP, Gundula, Heide JOBSTMANN a Arnulf SCHÖNBAUER. EUROPEAN COMMUNITIES. *Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects* [online]. 2011 [cit. 2012-02-29]. ISBN 978-92-79-20669-6. Dostupné z: <http://ec.europa.eu>

*Příroda a krajina České republiky: zpráva o stavu 2009*. Vyd. 1. Editor Ladislav Miko, Michael Hošek. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2009, 102 s. ISBN 978-80-87051-70-2.

RICOTTA, Carlo a Laszlo SZEIDL. Towards a unifying approach to diversity measures: Bridging the gap between the Shannon entropy and Rao's quadratic index. *Theoretical Population Biology* [online]. 2006, roč. 70, č. 3, s. 237-243 [cit. 2012-02-27]. ISSN 00405809. DOI: 10.1016/j.tpb.2006.06.003. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

ROAKES, Susan L. Reconsidering land value taxation. *Land Use Policy* [online]. 1996, roč. 13, č. 4, s. 261-272 [cit. 2012-02-29]. ISSN 02648377. DOI: 10.1016/0264-8377(96)84556-X. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

RÖMBKE, Jörg, Anton M. BREURE, Christian MULDER a Michiel RUTGERS. Legislation and ecological quality assessment of soil: implementation of ecological indication systems in Europe. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2005, č. 2, s. 201-210 [cit. 2012-02-27]. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

RUF, A., L. BECK, P. DREHER, K. HUND-RINKE, J. RÖMBKE a J. SPELDA. A biological classification concept for the assessment of soil quality: "biological soil classification scheme? (BBSK)". *Agriculture, Ecosystems* [online]. 2003, roč. 98, 1-3, s. 263-271 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01678809. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00086-0. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

RŮŽIČKA, M. a L. MIKLOS. Methodology of ecological landscape evaluation for optimal development of territory. *Perspectives in Landscape Ecology*. Tjallingii, S.P. Wageningen: Pudoc, 1982, s. 99-108. ISBN 9022007871 In: WIENS, John A. *Foundation papers in landscape ecology*. New York: Columbia University Press, 2007, 582 s. ISBN 0231126816. Dostupné z: <http://books.google.cz>

SALDAÑA, A. a J.J. IBÁÑEZ. Pedodiversity analysis at large scales: an example of three fluvial terraces of the Henares River (central Spain). *Geomorphology* [online]. 2004, roč. 62, 1-2, s. 123-138 [cit. 2012-02-27]. ISSN 0169555X. DOI: 10.1016/j.geomorph.2004.02.007. Dostupné z: [http://linkinghub.elsevier.com](http://linkinghub.elsevier.com/)

SALDAÑA, A. a J.J. IBÁÑEZ. Pedodiversity, connectance and spatial variability of soil properties, what is the relationship?. *Ecological Modelling* [online]. 2007, roč. 208, 2-4, s. 342-352 [cit. 2012-



02-07]. ISSN 03043800. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.06.006. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/>

SCALENGHE, Riccardo; MARSAN, Franco Ajmone. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*. 15.3. 2009, vol. 90, 1-2, s. 1-10. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

SHANNON, C.E. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell system technical journal*. 1948, vol. 27.

SCHLESINGER, William H. a Jeffrey A. ANDREWS. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* [online]. roč. 48, č. 1, s. 7-20 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01682563. DOI: 10.1023/A:1006247623877. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/>

SCHWARZ, Nina, Uwe SCHLINK, Ulrich FRANCK a Katrin GROßMANN. Relationship of land surface and air temperatures and its implications for quantifying urban heat island indicators-An application for the city of Leipzig (Germany). *Ecological Indicators* [online]. 2012, In press, s. - [cit. 2012-02-27]. ISSN 1470160X. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.01.001. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

SKOUPÝ, Pplk., Pplk. ČERVINKA, Pplk. SKOUPÝ, Pplk. MAŘÍK a Ing. KOVAŘÍK. Fotogrammetrická práce: Využití letecké fotogrammetrie pro mapování 1:25 000. *Vojenský topografický obzor*. 1958, č. 1.

*Sociální geografie pražského městského regionu*. Editor Martin Ouředníček. Praha: Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, 2006, 159 s. ISBN 80-865-6194-1.

SPILKOVÁ, Jana a Luděk ŠEFRNA. Uncoordinated new retail development and its impact on land use and soils: A pilot study on the urban fringe of Prague, Czech Republic. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2010, roč. 94, č. 2, s. 141-148 [cit. 2012-02-27]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.09.001. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

STEHLÍK, Petr. Letecké měřické snímkování. *Vojenský geografický obzor*. 2004, č. 1.

STACHURA, Jan. *ZMĚNY PŮDNÍHO KRYTU V SUBURBÁNNÍ ZÓNĚ JIŽNÍHO SEKTORU PRAHY*. Jílové u Prahy, 2010. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.

SÝKORA, Luděk. *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. 1. vyd. Praha: Ústav pro ekonomiku, 2002, 191 s. ISBN 80-901-9149-5.

ŠTYCH, Přemysl, et al.. *Vybrané funkce geoinformačních systémů*. Praha, 2008.

TOOMANIAN, N. a I. ESFANDIARPOOR. Challenges of pedodiversity in soil science. *Eurasian Soil Science* [online]. 2010, roč. 43, č. 13, s. 1486-1502 [cit. 2012-02-27]. ISSN 1064-2293. DOI: 10.1134/S1064229310130089. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/>

TORRENS, Paul M. a Marina ALBERTI. Measuring Sprawl. *Working paper series*. 2000(č. 27).

Urban sprawl in Europe: The ignored challenge. *Transport and environment: facing a dilemma ; TERM 2005 : indicators tracking transport and environment in the European Union / European Environment Agency*. 2006, č. 10. ISSN 1725-9177.

ÚTVAR ROZVOJE HLAVNÍHO MĚSTA PRAHY. *Útvar rozvoje hlavního města Prahy* [online]. c2010 [cit. 2012-04-16]. Dostupné z: [www.urm.cz](http://www.urm.cz)

VOPRAVIL, Jan et al. VÚMOP. *Hodnocení půd z hlediska jejich produkčních a mimoprodukčních funkcí s dopady na plošnou a kvalitativní ochranu půd ČR: Metainformační systém BIS*. Praha, 2010.

VRSCAJ, Borut, Laura POGGIO a Franco Ajmone MARSAN. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2008, roč. 88, 2-4, s. 81-94 [cit. 2012-02-07]. ISSN 01692046. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.08.005. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/>

WESSELINK, L.G., NOTENBOOM a A. TIKTAK. NETHERLANDS ENVIRONMENTAL. *The consequences of the European Soil Framework Directive for Dutch policy*. Bilthoven, 2006.

WISCHMEIER, W.H. a D.D. SMITH. *Predicting erosion rainfall losses: a guide to conservation planning*. Washington D.C: U.S. Government Printing Office, 1978. ISBN 001-000-03903-2. Dostupné z: <http://naldc.nal.usda.gov/>

YAALON, D.H. Down to Earth. *Nature* [online]. 2000, roč. 387, č. 6630 [cit. 2012-02-27]. ISSN 0028-0836. Dostupné z: [nature.berkeley.edu](http://nature.berkeley.edu)

ZACHAR, Dušan, *Erózia pôdy*. Bratislava : Vydavateľstvo slovenskej akademie vied, 1960.

## **MAPOVÉ A DATOVÉ ZDROJE**

CENIA. *Národní geoportál* [online]. c2010-2011 [cit. 2012-02-29]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz>

ČÚZK. *ČÚZK: Geoportál* [online]. c2010 [cit. 2012-02-07]. Dostupné z: <http://geoportal.cuzk.cz>

ČÚZK. *Základní báze geografických dat: ZABAGED* [online]. c2004 [cit. 2012-02-29].

Digitální data BPEJ: 1:5 000 [CD-ROM], VÚMOP, 2010

VÚV. *Digitální báze vodohospodářských dat* [online]. c2010 [cit. 2012-02-29]. Dostupné z: <http://www.dibavod.>